

VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ –TECHNICKÁ UNIVERZITA OSTRAVA

Hornicko-geologická fakulta

Institut environmentálního inženýrství

Výskyt pesticidů ve zdrojích vody v Pardubickém kraji

Occurrence of pesticides in water supplies in the Pardubice region

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Autor:

Bc. Jitka Kubešová

Vedoucí práce:

Ing. Hana Škrobánková, Ph.D.

VŠB - Technická univerzita Ostrava
Hornicko-geologická fakulta
Institut environmentálního inženýrství

Zadání diplomové práce

Student: **Bc. Jitka Kubešová, DiS.**
Studijní program: N2102 Nerostné suroviny
Studijní obor: 3904T005 Environmentální inženýrství
Téma: **Výskyt pesticidů ve zdrojích vody v Pardubickém kraji**
Occurrence of Pesticides in Water Supplies in the Pardubice Region

Jazyk vypracování: čeština

Zásady pro vypracování:

1. Úvod
2. Význam a jakost zdrojů podzemních vod
3. Březovské vodovody
4. Pesticidy v životním prostředí
 - 4.1. Analytické metody stanovení pesticidů
5. Vyhodnocení výskytu pesticidů v zájmovém území
6. Návrh opatření
7. Závěr

Seznam doporučené odborné literatury:

European Commission, DG Health and Consumer protection: Guidance document on the assessment of the relevance of metabolites in groundwater of substances regulated under Council directive 91/414/EEC [online], 14 [cit. 2016]. Dostupné z:
http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/guidance_documents/docs/wrkd0c21_en.pdf.
Integrovaný registr znečišťování [online]. Ministerstvo životního prostředí
FREEMAN, B., LAURA, E. (2011). Atrazine and Cancer Incidence Among Pesticide Applicators in the Agricultural Health Study (1994-2007). Environmental Health Perspectives

Formální náležitosti a rozsah diplomové práce stanoví pokyny pro vypracování zveřejněné na webových stránkách fakulty.

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Hana Škrobánková, Ph.D.**

Datum zadání: 31.10.2016

Datum odevzdání: 28.04.2017

doc. Ing. Silvie Heviánková, Ph.D.
vedoucí institutu



prof. Ing. Jaroslav Dvořáček, CSc.
pověřený vedením fakulty

PROHLÁŠENÍ AUTORA DIPLOMOVÉ PRÁCE

Celou diplomovou práci včetně příloh, jsem vypracoval(a) samostatně a uvedl(a) jsem všechny použité podklady a literaturu. Byl(a) jsem seznámen(a) s tím, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č.121/2000 Sb. - autorský zákon, zejména § 35 – využití díla v rámci občanských a náboženských obřadů, v rámci školních představení a využití díla školního a § 60 – školní dílo.

Beru na vědomí, že Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava (dále jen VŠB-TUO) má právo nevýdělečně, ke své vnitřní potřebě, diplomovou (bakalářskou) práci užít (§ 35 odst. 3).

Souhlasím s tím, že jeden výtisk bude uložen u vedoucího diplomové práce. Souhlasím s tím, že údaje o diplomové práci, obsažené v Záznamu o závěrečné práci, umístěném v příloze mé diplomové práce, budou zveřejněny v informačním systému VŠB-TUO.

Souhlasím s tím, že diplomová práce je licencována pod Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 3.0 Unported licencí. Pro zobrazení kopie této licence, je možno navštívit <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/>

Bylo sjednáno, že s VŠB-TUO, v případě zájmu o komerční využití z její strany, uzavřu licenční smlouvu s oprávněním užít dílo v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona.

Bylo sjednáno, že užít své dílo – diplomovou (bakalářskou) práci nebo poskytnout licenci k jejímu komerčnímu využití mohu jen se souhlasem VŠB-TUO, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly VŠB-TUO na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše).

V Ostravě dne 28. 4. 2017


.....
Bc. Jitka Kubešová

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala za poskytnutí odborných rad, věcných připomínek, ochotu, vstřícný přístup během zpracování mé diplomové práce a za skvělou spolupráci, kterou mi poskytla moje vedoucí Ing. Hana Škrobánková, Ph.D.

Velké poděkování náleží MUDr. Bohumilu Havlovi a celé mé rodině za podporu, trpělivost a povzbuzování po dobu mého studia.

ANOTACE

Tato práce je zaměřena na výskyt a koncentrace účinných pesticidních látek a jejich metabolitů ve vodním prostředí a následně pak především v pitných vodách. Těmito problémy se zabývá spousta agentur (EEA,..), ČHMÚ, ekologů a jiných odborníků přes životní prostředí. Zkoumanou oblastí jsou zdroje podzemní vody v katastrálním území Březová nad Svitavou. Popisuje se zde problematika používání pesticidních látek, jejich analýza v podzemních vodách a nepříznivými vlivy. Jedna část se věnuje všeobecně hydrogeologii a kvalitě pitné vody. Zkoumají se zde důsledky a zjišťuje se, zda dochází ke kontaminaci podzemních vod. Velmi důležité je zmínit se o legislativních předpisech, podle kterých se provádí analýza a stanoví se limity. Zajímavý je i monitoring a zjišťování pesticidních metabolit ve zdrojích podzemních zdrojů v katastrálním území Březová nad Svitavou. V závěru je uvedeno vyhodnocení výskytu pesticidů a jejich metabolit v podzemních vodách ve vybrané lokalitě, srovnání se zahraničními limity, vyřčení případného rizika a při překročení navržení opatření, která by vedla ke zlepšení kvality pitné vody.

Klíčová slova: vodní zdroje, hydrogeologie, ochranná pásma, kontaminanty, herbicidy, kapalinová chromatografie.

SUMMARY

This work (material) is focused on the presence and concentration of the active pesticides and their metabolites in the aquatic environment and consequently especially in drinking water. With these problems deal a lot of agencies (EEA, ..), Czech Hydrometeorological Institute, Environmentalists and other experts for the environment. Researching data (areas) are groundwater sources in the cadastral area of Březová nad Svitavou. There is described the issue of the using pesticides, analysis of the groundwater and adverse effects. One section contains information about general hydrogeology and quality of drinking water. More precisely are mentioned the possible consequences and determination of the groundwater quality. The legislative rules is important for analysis and for determined limits. Interesting is also the monitoring and detection of pesticide metabolite in sources of groundwater in the cadastral area of Březová

nad Svitavou. In the end of the evaluation is indicated the occurrence of pesticides and their metabolites in the underground in-soils in the selected location, compared with the international limits. We are informed about the potential risk and for case of exceeding, there is introduce measures, that would lead to improving the quality of drinking water.

Keywords: water resources, hydrogeology, protection zones, contaminants, herbicides, liquid chromatography. chromatography.

OBSAH

1	ÚVOD.....	1
2	VÝZNAM A JAKOST ZDROJŮ PODZEMNÍCH VOD	3
2.1	PARDUBICKÝ KRAJ	3
2.1.1	Základní údaje	3
1.1.1	Povodí	4
2.1.2	Hydrogeologie	5
2.2	HODNOCENÍ JAKOSTI PITNÉ VODY	7
2.2.1	Získávání dat a jejich zpracování	7
1.1.2	Systém kontroly a zabezpečení kvality (QA/QC)	9
2.2.2	Monitorovaná oblast.....	9
2.2.3	Výsledky a jejich diskuse	10
2.2.4	Jakost pitné vody v sítích veřejných vodovodů Pa kraje	13
2.2.5	Vliv pitné vody na zdraví	21
3	BŘEZOVSKÉ VODOVODY	28
3.1	LOKALITA	28
3.2	ZDROJE VODY	28
3.3	VODNÍ ZDROJ BŘEZOVÁ NAD SVITAVOU – ZÁŘEZY	30
3.4	JÍMACÍ ZAŘÍZENÍ I. BŘEZOVSKÉHO VODOVODU	31
3.4.1	Přiváděcí řad I. březovského vodovodu	31
3.5	JÍMACÍ ZAŘÍZENÍ II. BŘEZOVSKÉHO VODOVODU	31
3.5.1	Přiváděcí řad II. březovského vodovodu	32
3.6	OCHRANNÁ PÁSMA PRAMENIŠTĚ BŘEZOVSKÝCH VODOVODŮ	32
4	PESTICIDY	34
4.1	HISTORIE PESTICIDŮ	34
4.2	OSUD PESTICIDŮ V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ	35
4.2.1	Toxicita pesticidů	36
4.2.2	Fyzikálně – chemické vlastnosti pesticidů	37
4.2.2.1	Degradace pesticidů	39
4.2.3	Dělení pesticidů	41
4.2.4	Metabolity relevantní versus nerelevantní	42
4.2.5	Přehled spotřeby používaných pesticidů	44
4.2.6	Možnosti stanovení pesticidů a jejich degradačních produktů	47
4.2.6.1	Extrakční techniky	48
4.2.6.2	Vlastní separační metoda	49
4.2.7	Analýza pesticidů v zahraničí	51
5	VYHODNOCENÍ VÝSKYTU PESTICIDŮ V ZÁJMOVÉM ÚZEMÍ	53
5.1.1	Problémy s metabolity	54
5.2	ODBĚR VZORKŮ	54
5.3	ANALÝZA ANALYTŮ	55
5.3.1	Limity	56
5.3.2	Vyhodnocení výsledků	56

5.4	HODNOCENÍ NEBEZPEČNOSTI ZJIŠTĚNÝCH NERELEVANTNÍCH METABOLIT	59
5.4.1	Alachlor ESA (C ₁₄ H ₂₁ NO ₅ S, CAS No: 142363-53-9).....	59
5.4.1.1	Použití, chování a výskyt ve vodě	59
5.4.1.2	Příjem a chování v organismu	60
5.4.1.3	Toxicita	60
5.4.1.4	Genotoxicita a karcinogenita	61
5.4.1.5	Doporučené limity	62
5.4.1.6	Přijaté limity	63
5.4.1.7	Limity pro krátkodobý příjem.....	64
5.4.1.8	Referenční limity	64
5.4.1.9	Výběr referenční hodnoty a zdůvodnění:.....	66
5.4.2	Chlordiazon- desphenyl (C ₄ H ₄ ClN ₃ O, CAS No: 6339-19-1)	66
5.4.2.1	Použití, chování a výskyt ve vodě	66
5.4.2.2	Příjem a chování v organismu	67
5.4.2.3	Toxicita	67
5.4.2.4	Přijaté limity	67
5.5	HODNOCENÍ NEBEZPEČNOSTI ZJIŠTĚNÝCH RELEVANTNÍCH METABOLIT	68
5.5.1	Atrazin- desethyl , C ₆ H ₁₀ ClN ₅ , CAS No: 6190-65-4 a atrazin- desisopropyl, C ₅ H ₈ ClN ₅ , CAS No: 1007-28-9.....	68
5.5.1.1	Použití, chování a výskyt ve vodě	68
5.5.1.2	Příjem a chování v organismu	69
5.5.1.3	Toxicita	69
5.5.1.4	Genotoxicita a karcinogenita	71
5.5.1.5	Doporučený limit WHO.....	72
5.5.1.6	Přijaté limity	73
5.5.1.7	Limity pro krátkodobý příjem.....	73
5.5.1.8	Referenční hodnoty	73
5.5.1.9	Výběr referenční hodnoty a zdůvodnění	75
5.5.1.10	Populační skupiny se zvýšenou citlivostí.....	75
6	NÁVRH OPATŘENÍ.....	77
7	DISKUZE A ZÁVĚR.....	78
SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY		
SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK		
SEZNAM OBRÁZKŮ		
SEZNAM TABULEK		
SEZNAM GRAFŮ		

1 ÚVOD

Voda je jedna z nejvýznamnějších produktů planety Země a vyskytuje se v přírodním prostředí jak na jejím povrchu nebo v podzemí, tak v její atmosféře, a to v různém skupenství a v množství typů vod různého charakteru. Existenci vody na Zemi je umožněn život od primární jednoduché podoby až po variace nejsložitějších dokonalých uskupení, kdy na vrcholu vývojové pyramidy stojí člověk. Právě člověk, jako jediný za skupinu živočišných druhů dokáže vodu využívat nejen pro svoji biologickou potřebu, ale i pro celou řadu jiných procesů, u nichž je voda základním, případně vedlejším produktem. Okřídlené heslo: „Voda je základ života“ je bez ohledu na mnohdy zbytečnou devalvací reálnou, ničím nezpochybnitelnou realitou (Tuhovčák, Ladislav et al. 2006).

Voda jako materie nezbytná pro existenci člověka je ovlivňována lidmi v obou směrech (pozitivně i negativně). Ovlivněním pozitivním můžeme nazývat úpravu vody a zlepšování její vlastnosti, negativním pak jakékoliv její znečišťování.

Upravitelnost vody je dána Směrnicí rady č. 75/440 EHS¹ a § 22 vyhl. č. 428/2001 Sb.² Voda v přírodě je bezprostředně ovlivňována svým prostředím, ze kterého si odnáší specifický charakter a to jak po stránce fyzikálních vlastností, tak po stránce chemické a biologické (Tuhovčák, Ladislav et al. 2006).

Nejvýznamnější potřebou je získání vody pro pitné účely lidí. Takovým produktem je „pitná voda“, která musí splňovat řadu kvalitativních parametrů, které zabezpečí fyziologické potřeby lidí a současně v žádném ohledu negativně neovlivní jejich zdraví a přirozenou existenci (Tuhovčák, Ladislav et al. 2006). Parametry pitné vody jsou v ČR dány vyhláškou č. 252/2004 Sb.³

Cílem této diplomové práce je nejenom prohloubení mých vědomostí v dnešní době velice populárního tématu výskytu pesticidů v pitných vodách a nejenom v nich. V textové části jsou pesticidy představeny od své historie až do dnešní doby. Zmínka je i o metodách

¹Směrnice rady č. 75/440 EHS o požadované jakosti povrchových vod určených k odběru pitné vody.

²Vyhláška č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích)

³Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů.

analýzy a rozdělení jejich použití. Hlavním vodítkem k výběru tématu práce bylo zjištění, že i když nějaká kontrola pesticidů probíhá, tak je to jen v malé míře, a především dlouhou dobu je tento monitoring zaměřen pouze na mateřské látky. Zjištění ukázalo, že nedostatečné monitorování je i ze strany provozovatele vodovodu. Příčinou byla i nedostatečná opora v legislativě. Velký průlom nastal v roce 2014, kdy na základě změny legislativy došlo k vsunutí dvou zásadních pojmů „relevantní a nerelevantní metabolit“. Od toho času se analýza zaměřila i na rozkladné látky mateřských látek, jejich metabolity. Lokalitu byla vybrána na základě své výjimečnosti. Hlavním cílem bylo zjištění, zda i u zdrojů, které mají velkou vydatnost a dlouhodobé omezení a ochranu v rámci několika kilometrových ochranných pásem I. i II. stupně může kvalita pitné vody vykazovat nějaké zjištění analytů pesticidních látek včetně jejich metabolitů.

2 VÝZNAM A JAKOST ZDROJŮ PODZEMNÍCH VOD

Podzemní vody jsou největším sladkovodním zásobníkem na světě a tvoří přes 97% z celkového objemu sladkých vod mimo ledovce a ledové kry. Zbylá 3 % tvoří vody povrchové (jezera, řeky, bažiny) a půdní vlhkost. Podzemní vody hrají významnou roli v hydrogeologickém cyklu, jsou rozhodujícím faktorem existence mokřadů a vodních toků a působí jako kompenzátor během suchých období. Díky pomalému pohybu podzemní vody skrze podloží může být její kvalita ovlivňována antropogenní činností po dlouhou dobu. To znamená, že i znečištění způsobené před několika desítkami let ohrožuje kvalitu podzemních vod i v současnosti a v některých případech ji bude ohrožovat i po několik budoucích generací (Pytl et al. 2012).

2.1 Pardubický kraj



Obrázek 1 Mapa Pardubického kraje a jeho rozložení na jednotlivé „okresy“ (Bohatcová 2012)

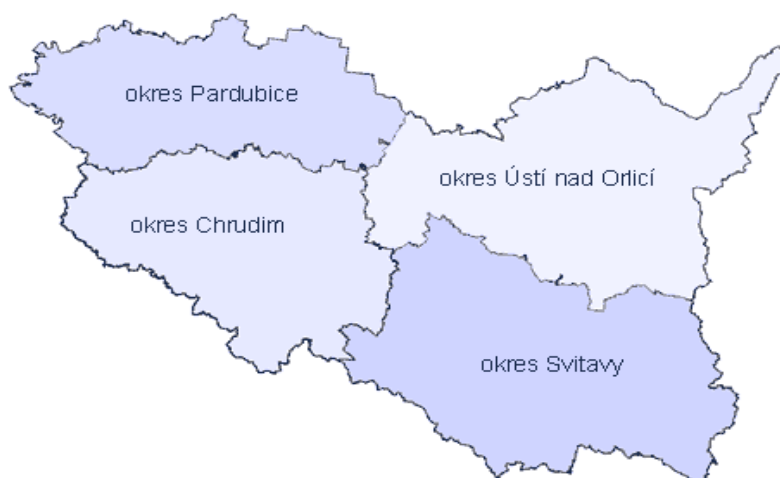
2.1.1 Základní údaje

Pardubický kraj vznikl jako nový územně správní celek s krajským městem Pardubice v roce 2000. Přesto, že s počtem čtyř okresů (Pardubice, Chrudim, Ústí nad Orlicí, Svitavy)

2017

se řadí mezi menší kraje, z hlediska významu tomu tak není. Je významným průmyslovým a obchodním centrem s rozvinutou infrastrukturou. Disponuje celou řadou přírodních, kulturních a historických hodnot. V povědomí obyvatel České republiky je spojen s výrobou perníku, nechvalně známou trhavinou semtex a dostihy. Koně jsou regionu souzeny. S koňmi jsou totiž spjaty i Kladruby nad Labem, kde od 16. století přetrvává chov starošpanělských a staroitalských koní. Vyhledávaným místem pro rekreaci je vodní nádrž Seč na řece Chrudimce. Při návštěvě kraje nelze opomenout Litomyšl, které je spojeno se jménem zdejšího rodáka, slavného hudebního skladatele Bedřicha Smetany.

Kraj leží převážně na východě Čech a na katastrálních územích Velká Morava, Červená Voda, Šanov, Moravský Karlov, Bílá Voda, Mlýnice, Mlýnický Dvůr, Cotkyně, Strážná, Tatenice, Krasíkov, Lubník, a okolím Svitav a Moravské Třebové zasahuje i na historické území Moravy. Sídlním městem kraje je statutární město Pardubice. V kraji je 451 obcí, z toho 15 obcí s rozšířenou působností a 26 obcí s pověřeným obecním úřadem. Z celkového počtu obcí jsou 34 města a 6 městysů. Svou rozlohou 4 519 km² zaujímá 5,7 % (Bohatcová 2012).



Obrázek 2 Mapa jednotlivých okresů (Bohatcová 2012)

1.1.1 Povodí

Povodí jsou definována zákonem č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) a prováděcí vyhláškou. Převážnou většinu území Pardubického kraje odvodňuje Labe, nejdelší řekou na území kraje je levobřežní labský přítok Chrudimka. Část území na Svitavsku odvodňuje Svitava, přítok řeky Moravy (která na území kraje pramení)

a potažmo Dunaje. Krajem a právě okresem Svitavy prochází hlavní evropské rozvodí mezi Severním a Černým mořem (Bohatcová 2012).

2.1.2 Hydrogeologie

Území České republiky patří z regionálního hlediska ke dvěma velkým celkům s odlišnou geologickou minulostí: Čechy a většina Moravy a Slezska jsou součástí Českého masivu, východní část Moravy a Slezska patří vnější okrajové části Západních Karpat. Stavba Českého masivu i Karpat je složitá a dosud ne ve všech aspektech uspokojivě známá. Proto i podrobnější regionální geologické členění skýtá řadu otevřených problémů.

Jednotlivé rajony specifikuje vyhláška č. 5/2011 Sb., o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod ve znění vyhlášky 264/2015 Sb.

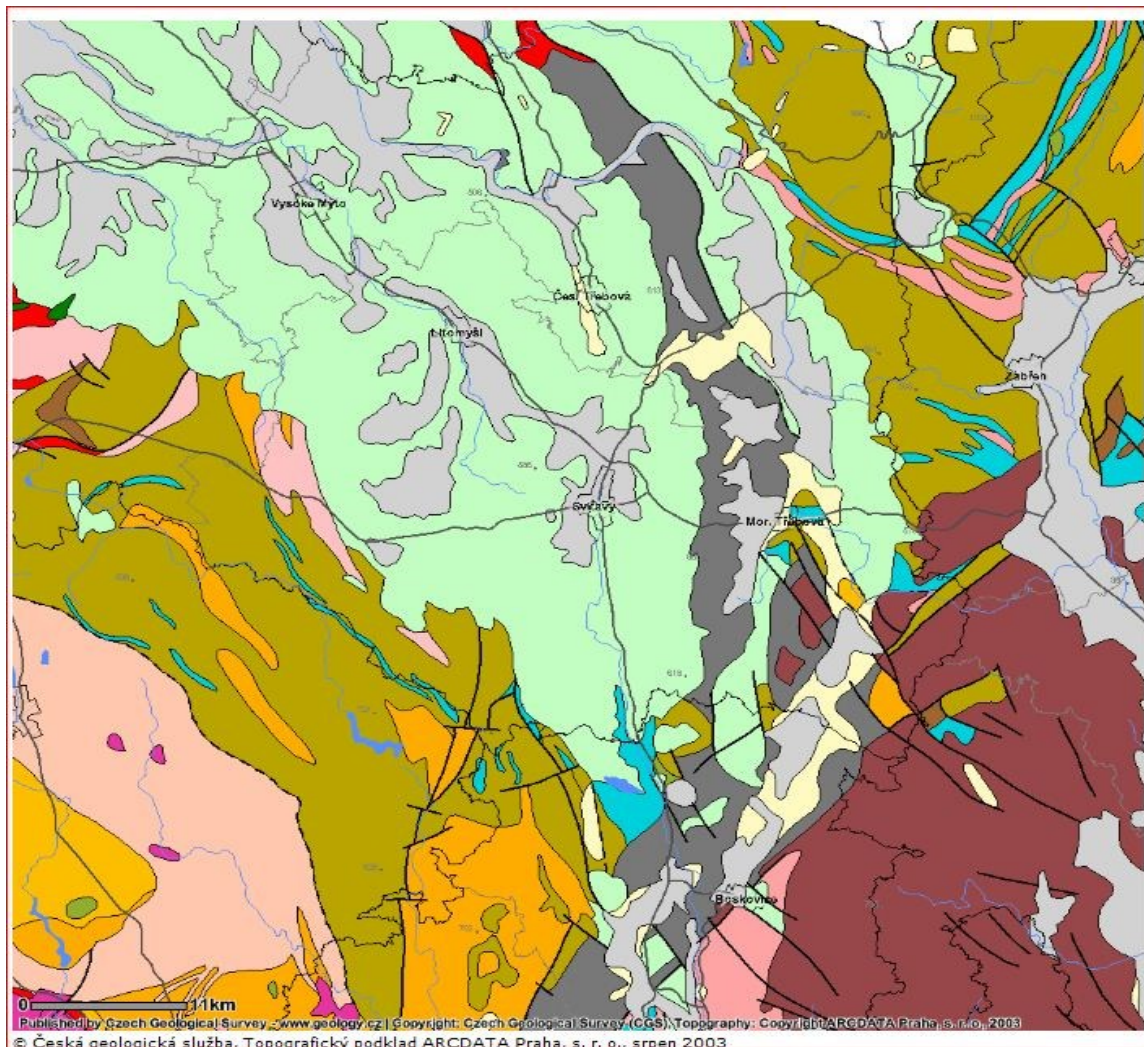
Území ČR je členěno na 143 hydrogeologických rajonů nestejného významu vzhledem k množství využitelných zdrojů.

Podzemní voda se v ekosystému vyskytuje jako výplň průlin, kapilár, puklin a kaveren hornin. Výskyt je dán fyzikálními vlastnostmi hornin, hlavně propustností (dělí se na horniny pro vodu propustné a horniny pro vodu nepropustné). U sedimentárních hornin (volné – např. písky, štěrky a pevné – např. slepence, pískovce) stupeň propustnosti záleží na velikosti částic a primární porositě. U metamorfovaných hornin (např. svory, pararuly) je propustnost pro vodu obtížnější a je vázána na místa nestejnorodosti vrstev, nedoléhavosti ploch nebo stupně zvětrání. Podzemní vody se dělí na tři hlavní typy: průlinové, puklinové a krasové.

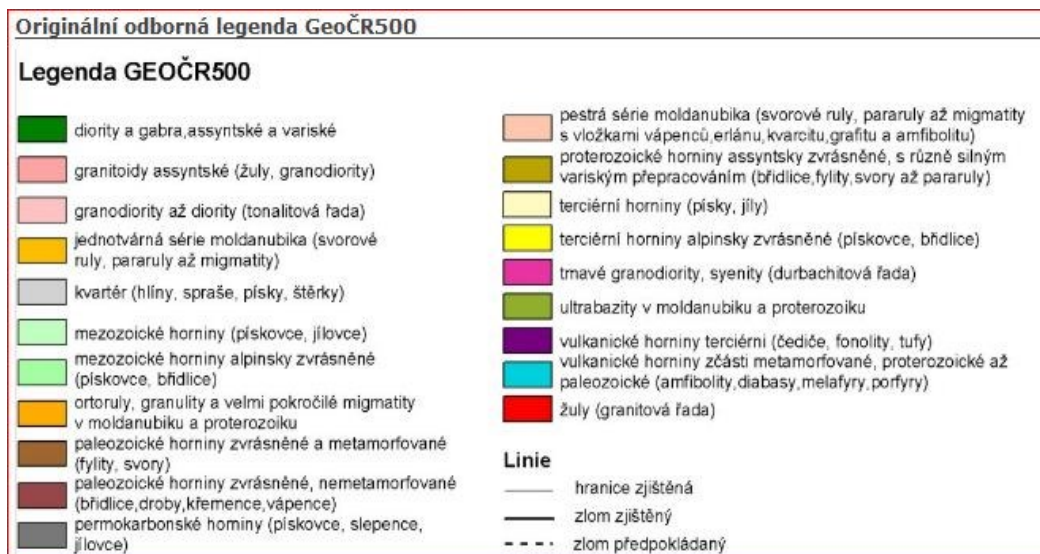
Na území Pardubického kraje z geologického hlediska převládají především druhohorní usazené horniny (níže na mapě znázorněno světle zeleně), což jsou pískovce, opuky a jílovce, jedná se o mezozoické horniny (z originální odborné legendy Obrázek 4). Světle šedá barva nám znázorňuje čtvrtohorní usazené horniny - hlíny, spraše, štěrky, písky. Tmavě šedá barva znázorňuje usazené horniny mladších prvohor - permokarbonské pískovce, slepence a jílovce. Zeleno žlutá barva poukazuje na starohorní zvrásněné horniny - břidlice, fylity, svory až pararuly. Ve vztahu ke geologické struktuře podloží jsou rozlišovány horniny s přímou a nepřímou propustností. Přímá propustnost je charakteristická pro zrnité sedimentární horniny (zrnitost 0,1mm – cm). Typické jsou písky, pískovce, říční

náplavy, erozní horniny. Taková voda se nazývá průlinová. Většinou vyplňuje malé i větší prostory v usazených horninách. Její pohyb je tedy velmi pomalý.

Mezi oblasti s nejvýznamnějšími zdroji podzemní vody patří kvartérní uloženiny podél řek (Labe, Orlice, Morava, Bečva...) a křídové sedimenty v oblasti Kamenice, Ploučnice, Vysokého Mýta, Svitavska a plzeňské pánve (viz Obrázek 3 a 4).



Obrázek 3 Geologická mapa Pardubického kraje (Bohatcová 2012)



Obrázek 4 Legenda geologické mapy Pardubického kraje (Bohatcová 2012)

2.2 Hodnocení jakosti pitné vody

Zprávy o kvalitě pitné vody v rámci „Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí“ za celou ČR od roku 1993 každoročně vydává Státní zdravotní ústav v Praze. Zprávy byly do roku 2003 zpracovávány na základě výsledků z 30-35 vybraných krajských a okresních měst a některých dalších menších vodovodů v těchto okresech. Díky změně zákona o ochraně veřejného zdraví v roce 2003, podle kterého musí být dnes všechny rozbory pitné vody provedené podle tohoto zákona (č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví, ve znění pozdějších předpisů) vloženy do centrální databáze, jsou další zprávy (počínaje rokem 2004) zpracovávány z údajů pocházejících prakticky ze všech veřejných vodovodů ČR a z velmi vysoké části veřejných a komerčních studní.

S využitím těchto cenných zpráv jsem se rozhodla zanalyzovat některé údaje o kvalitě pitné vody za Pardubický kraj (Bohatcová 2012).

2.2.1 Získávání dat a jejich zpracování

Počínaje rokem 2004 jsou většinovým zdrojem dat pro celostátní monitoring rozbory, které zajišťuje provozovatel, jejichž provedení, četnost a rozsah je provozovatelům uloženo platnou legislativou. Získané údaje jsou provozovatelé, resp. akreditované/autorizované laboratoře povinni převést do předepsané elektronické podoby a neprodleně je předat orgánu

ochrany veřejného zdraví, respektivě je vložit přímo do IS PiVo (informační systém pitné vody). Stejná povinnost je uložena i zdravotním ústavům při provádění rozborů v rámci hygienického dozoru (Bohatcová 2012).

Informační systém pitné vody je neveřejná webová aplikace, přístup k ní mají pouze oprávnění uživatelé prostřednictvím běžného internetového prohlížeče. Správcem IS je Ministerstvo zdravotnictví ČR, provozován je Koordinačním střediskem pro rezortní zdravotnické informační systémy (KSRZIS).

Z údajů shromážděných v IS PiVo je stanovena základní roční databáze, do které jsou zařazeny výsledky stanovení ukazatelů jakosti pitné vody, které charakterizují běžný stav monitorované vodovodní sítě. Výsledky z období případných havárií jsou již původcem dat označeny jako “havárie“ a do základního zpracování nejsou zařazeny (Bohatcová, 2012).

Pro hodnocení jakosti pitné vody je závazným podkladem vyhláška Ministerstva zdravotnictví České republiky č. 252/2004 Sb.⁴, která vychází z evropské směrnice Rady 98/83/EC⁵. Oproti směrnici však česká vyhláška obsahuje více ukazatelů a u několika ukazatelů má přísnější limitní hodnotu, což směrnice připouští. Podkladem pro hodnocení radiologických ukazatelů je zákon č. 263/2016 Sb.⁶.

Ve výše uvedených legislativních předpisech jsou stanoveny závazné ukazatele jakosti pitné vody a jejich limitní hodnoty. Na základě svého zdravotního významu mají jednotlivé ukazatele limitní hodnoty různého typu:

Doporučená hodnota (DH) – jedná se o nezávaznou hodnotu ukazatele jakosti pitné vody, která stanoví minimální žádoucí nebo přijatelnou koncentraci dané látky nebo optimální rozmezí koncentrace dané látky.

Mezní hodnota (MH) – hodnota organoleptického ukazatele jakosti pitné vody, jejich přírodních součástí nebo provozních parametrů, jejichž překročení obvykle nepředstavuje

⁴ Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů.

⁵ Evropská směrnice a Rady 98/83/EC, o jakosti vody určené pro lidskou spotřebu.

⁶ Zákon č. 263/2016 Sb., Atomový zákon, v platném znění.

akutní zdravotní riziko. Není-li u ukazatele uvedeno jinak, jedná se o horní hranici rozmezí přípustných hodnot.

Nejvyšší mezní hodnoty (NMH) – hodnota zdravotně závažného ukazatele jakosti pitné vody, v důsledku jejíhož překročení je vyloučeno použití vody jako pitné, neurčí-li orgán ochrany veřejného zdraví na základě zákona jinak.

Směrná hodnota – kritérium, jenž je vodítkem pro posouzení opatření v radiační ochraně, jeho nesplnění indikuje podezření, že radiační ochrana není optimalizována (Bohatcová 2012).

1.1.2 Systém kontroly a zabezpečení kvality (QA/QC)

Podle zákona č. 258/2000 Sb.⁷, mohou být do IS PiVo⁸ vloženy výsledky rozborů vzorků pouze tehdy, pokud jejich analýza byla provedena v laboratoři, která má platné osvědčení o akreditaci, autorizaci nebo o správné činnosti laboratoře. Průběžnou kontrolu zajištění systému QA/QC v těchto laboratořích provádí orgán vydávající osvědčení (ČIA, SZÚ, ASLAB). Orgán ochrany veřejného zdraví (územní pracoviště KHS) ověřuje, zda laboratoř má předepsané platné osvědčení (Bohatcová 2012).

2.2.2 Monitorovaná oblast

Do zpracování byly zařazeny výsledky stanovení všech ukazatelů jakosti pitné vody provedených v Pardubickém kraji podle vyhlášky č. 252/2004 Sb., získané rozbořem vzorků v roce 2011 a 2015, které byly vloženy do IS PiVo do 1.11. 2016.

Pro ukazatel vápník a ukazatel hořčík se neprovádí hodnocení dodržení limitních hodnot, neboť vyhláška č. 252/2004 Sb., u těchto ukazatelů vyžaduje dodržení minimálního obsahu jen u vod, u kterých je při úpravě uměle snižován obsah vápníku nebo hořčíku, limit se nevztahuje na vody s přírodně nízkým obsahem vápníku, pokud tyto vody nejsou agresivní k potrubí (Bohatcová 2012).

Časový vývoj sledovaných charakteristik jakosti pitné vody za poslední dva roky od 2010 do 2011 a pro porovnání srážkově podprůměrný rok 2015, porovnání charakteristik

⁷ Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví, ve znění pozdějších předpisů.

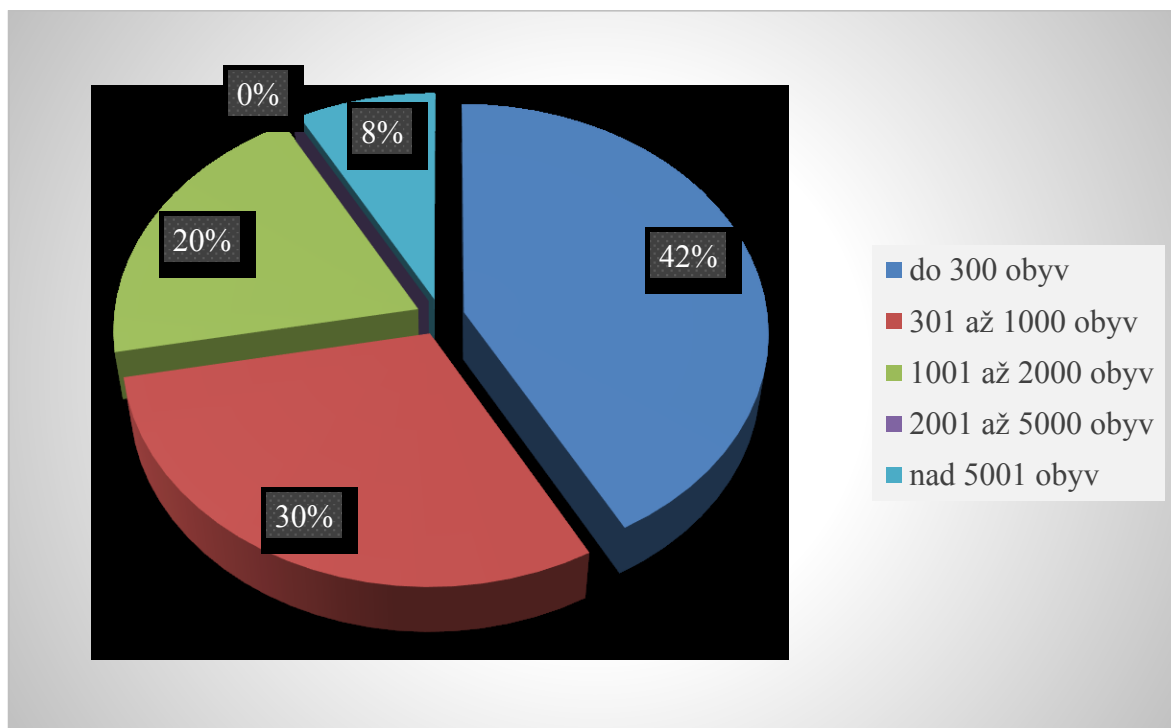
⁸ IS PiVo - Informační systém pitné vody

větších (zásobujících nad 5000 obyvatel) a menších (zásobujících do 5000 obyvatel) zásobovaných oblastí a některé další závislosti jsou pro přehled prezentovány v grafické podobě (viz níže).

2.2.3 Výsledky a jejich diskuse

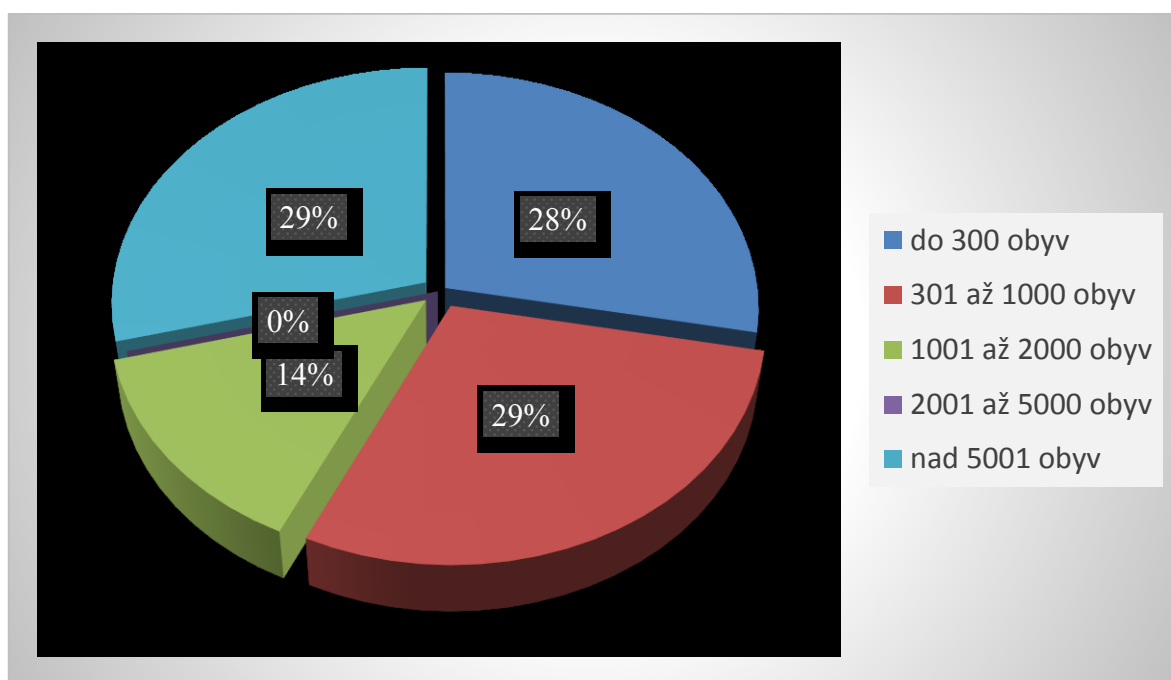
Přehled počtu zásobovaných oblastí jednotlivých okresů v Pardubickém kraji, z nichž byly získány a do IS PiVo vloženy údaje (data za rok 2010, 2011 a 2015), včetně celkového počtu jimi zásobovaných obyvatel: Z celkového počtu 208 monitorovaných zásobovaných oblastí je 88 nejmenších oblastí zásobujících do 300 obyvatel. Z oblastí zásobujících do 300 obyvatel má nejvíce oblastí okres Ústí nad Orlicí 42,0 % (37 oblastí), okres Svitavy má 30,7 % (27 oblastí), okres Chrudim 22,7 % (20 oblastí) a okres Pardubice 4,5 % (4 oblasti). Pouhých 1,9 % (4 oblasti) zásobuje počet obyvatel od 2 tis. do 5 tis. obyvatel. K větším oblastem odebírajících pitnou vodu z veřejného vodovodu připadá 9,1 % (19 oblastí), z nichž každá zásobuje více než 5000 obyvatel.

Podrobnější rozložení celkového počtu zásobovaných obyvatel v jednotlivých okresech Pardubického kraje od roku 2011 do konce roku 2015 je uvedeno v grafech níže:



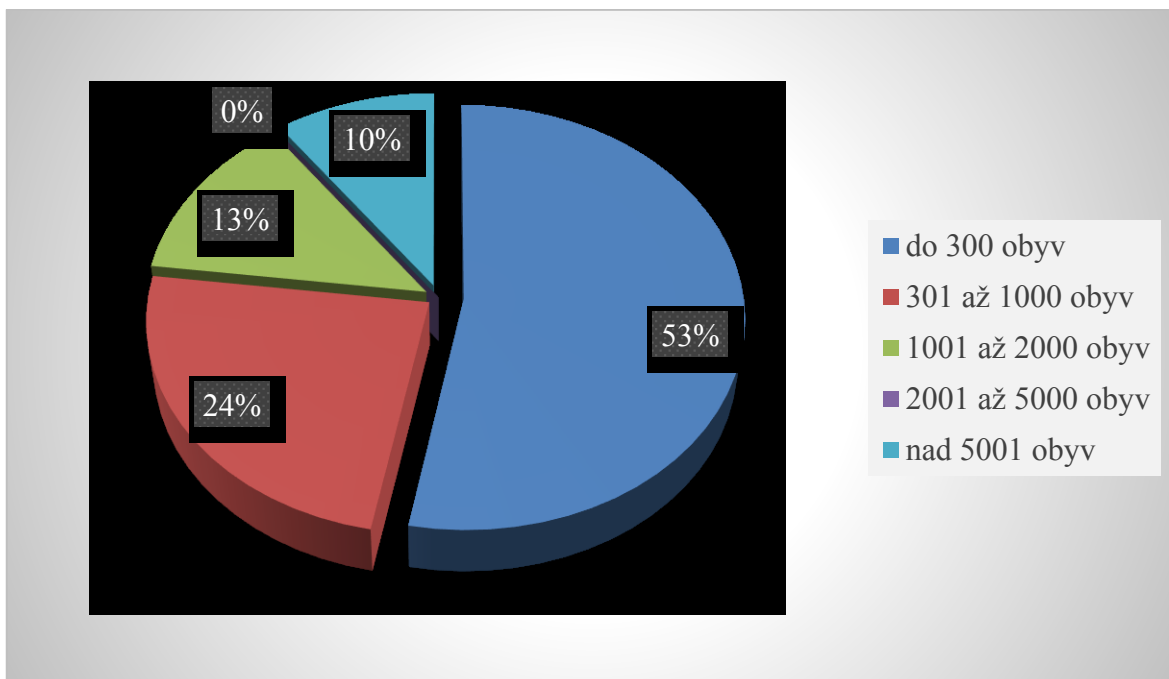
Graf 1 - Rozložení zásobovaných obyvatel z veřejných vodovodů okres Ústí nad Orlicí

Okres Ústí nad Orlicí je svojí rozlohou (1 258,31 km²) největší oblastí, s počtem 130 786 zásobovaných obyvatel z veřejných vodovodů. Dozorovým orgánem nad dodržováním předpisů je KHS Pa kraje, územní pracoviště Ústí nad Orlicí. V IS Pi-vo je registrováno 87 oblastí, mezi kterými převažují především menší obecní vodovody, což nese i své úskalí a náročnost při státním zdravotním dozoru. Často u menších vodovodů dochází i k častějším poruchám, a s tím spojeným nevyhovujícím výsledkem rozborů vody. Velkých vodovodů nad 5 tis. obyvatel je v tomto okrese 7 (Česká Třebová, Choceň, Lanškroun, Letohrad, Ústí nad Orlicí, Vysoké Mýto a Žamberk). Nejvíce obyvatel 14 558 je zásobeno z veřejného vodovodu Ústí nad Orlicí.



Graf 2 - Rozložení zásobovaných obyvatel z veřejných vodovodů okres Pardubice

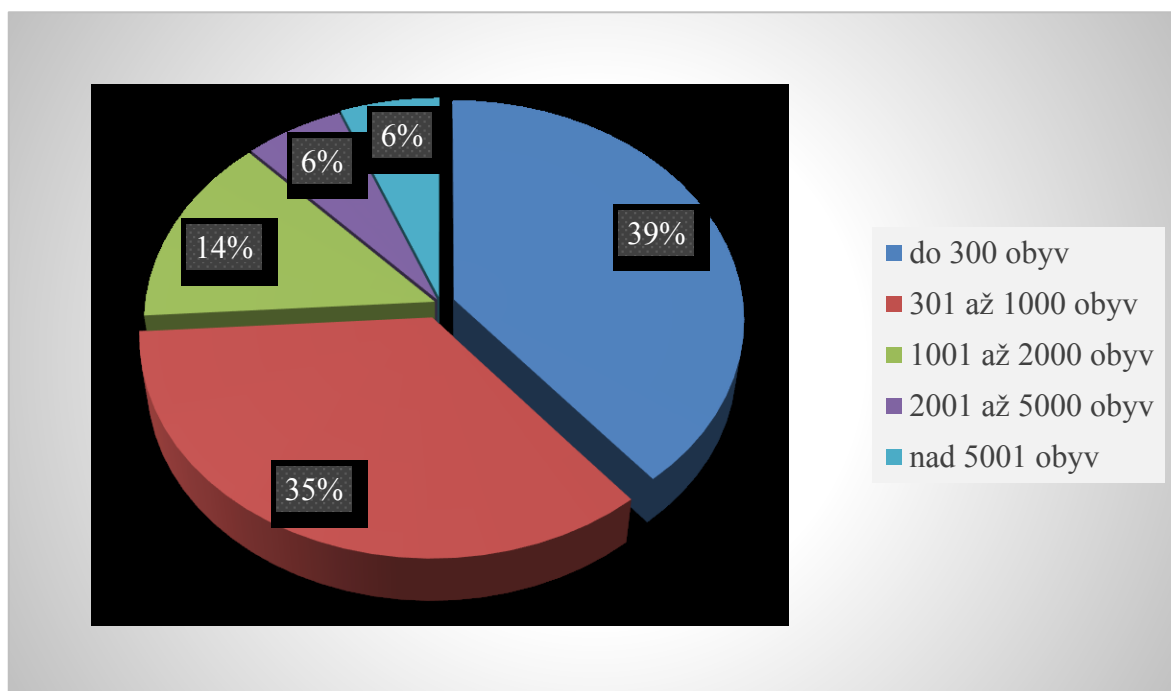
Okres Pardubice má katastrální výměru 77,71km² a počet obyvatel 120 826, které zásobuje z veřejných vodovodů. Dozorovým orgánem nad dodržováním předpisů je KHS Pa kraje. V IS Pi-vo je registrováno 14 oblastí, mezi kterými je rovnoměrné rozložení. Většinou se jedná o skupinové vodovody, které jsou provozovány odbornými pracovníky. Velké vodovody nad 5 tis. obyvatel jsou v tomto okrese pouze 4 (Holice v Čechách, Skupinový vodovod Chrudim, Pardubice- Mikulovice a Přelouč), což dělá u celkového počtu zásobovaných obyvatel 29 %. Nejvíce obyvatel 48 325 je zásobeno z veřejného vodovodu Pardubice - Mikulovice.



Graf 3 - Rozložení zásobovaných obyvatel z veřejných vodovodů okres Chrudim

Okres Chrudim svojí katastrální výměrou (33,20 km²) se řadí mezi menší oblasti, ale i přes svoji rozlohu nezaostává s počtem 96 154 zásobovaných obyvatel z veřejných vodovodů. Dozorovým orgánem nad dodržováním předpisů je KHS Pa kraje, územní pracoviště Chrudim. V IS Pi-vo je registrováno 38 oblastí, mezi kterými převažují především menší obecní vodovody, což se většinou nese náročnost při státním zdravotním dozoru (špatná dostupnost objektů, neproškolení pracovníci). Často u menších vodovodů dochází i k častějším poruchám (finanční problém), a s tím spojeným nevyhovujícím výsledkům

rozborů vody. Velké vodovody nad 5 tis. obyvatel jsou v tomto okrese pouze 4 (Heřmanův Městec, Hlinsko v Čechách, Chrudim – skupinový vodovod a Skuteč).



Graf 4 - Rozložení zásobovaných obyvatel z veřejných vodovodů okres Svitavy

Okres Svitavy se svojí katastrální výměrou (31,33 km²) spadá do oblastí, které zásobují 99 132 obyvatel z veřejných vodovodů. Dozorovým orgánem nad dodržováním předpisů je KHS Pa kraje, územní pracoviště Svitavy. V IS Pi-vo je registrováno 69 oblastí, mezi kterými převažují především menší obecní vodovody, což sebou nese i větší počet provozovatelů a s tím spojenou náročnost při státním zdravotním dozoru (špatná dostupnost objektů, neproškolení pracovníci). Často u menších vodovodů dochází i k častějším poruchám, což může být i jedna z příčin nevyhovujících výsledků rozborů vody. Velké vodovody nad 5 tis. obyvatel jsou v tomto okrese pouze 4 (Litomyšl, Moravská Třebová – skupinový vodovod, Skupinový vodovod Poličsko a Svitavy – skupinový vodovod).

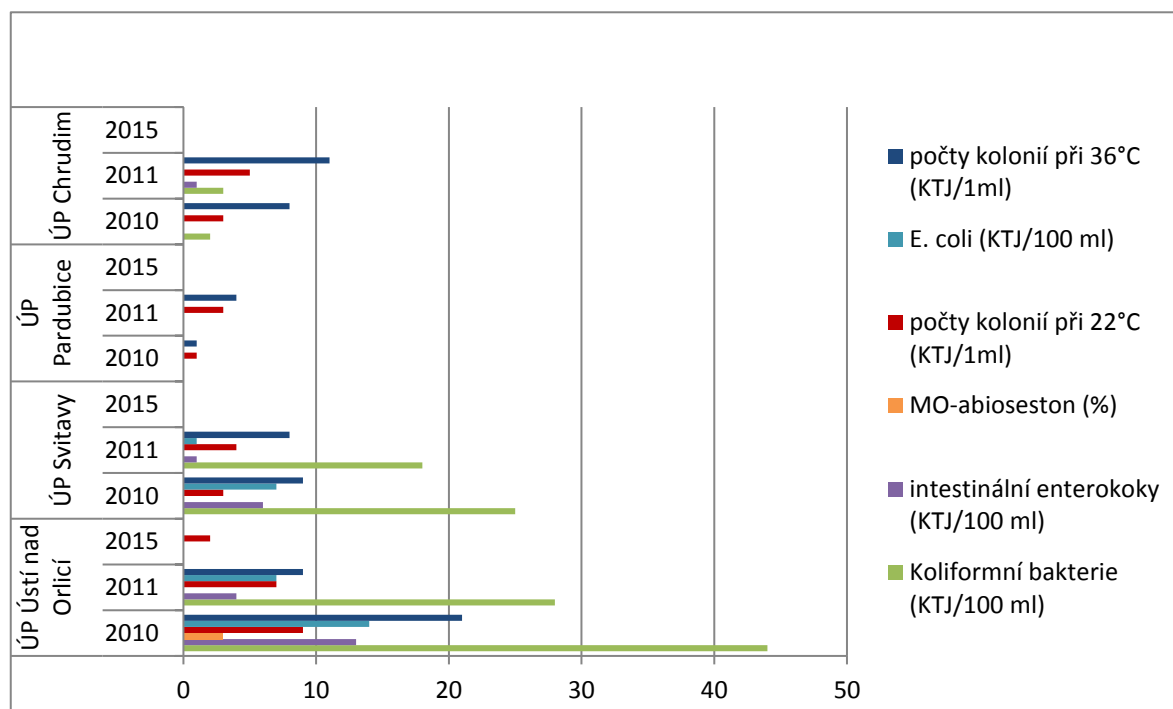
2.2.4 Jakost pitné vody v sítích veřejných vodovodů Pa kraje

Ze sítí veřejných vodovodů celkem 208 zásobovaných oblastí, které zásobují pitnou vodou 446 898 obyvatel, bylo v jednotlivých letech 2010, 2011 a 2015 odebráno 1762 vzorků, jejichž rozbořem bylo získáno a do databáze IS PiVo vloženo 11 690 hodnot ukazatelů jakosti pitné vody. Limity zdravotně významných ukazatelů limitovaných nejvyšší mezní hodnotou (NMH) byly překročeny v 79 případech (v okrese Chrudim 29 případů a 2017

v okrese Ústí nad Orlicí v 28 případech). Mezní hodnoty (MH) ukazatelů jakosti charakterizujících především organoleptické vlastnosti pitné vody nebyly dodrženy v 313 nálezech. Četnost nedodržení limitních hodnot klesá s rostoucím počtem zásobovaných obyvatel. I přes takto kontrolované vodovody se vyskytují jiné, neodhalené případy nevyhovující kvality pitné vody, právě v důsledku vysoké diverzifikace provozovatelů vodovodů.

Celkem 189 018 obyvatel (42,29 %) bylo zásobováno pitnou vodou z distribučních sítí, v nichž v roce 2011 nebylo nalezeno překročení limitu žádného z ukazatelů limitovaných NMH. Z toho 4 vodovody zásobující 1032 obyvatel mají pro daný ukazatel v IS PiVo evidovanou platnou dočasnou výjimku, kterou schvaluje orgán ochrany veřejného zdraví. Mírnější hygienický limit, než stanoví platná vyhláška č. 252/2004 Sb., byl nejčastěji určen pro ukazatel dusičnany (3 oblasti zásobující celkem 812 obyvatel). Povolená limitní hodnota se pohybovala v rozmezí 55 – 93 mg/l. Dále pak pro ukazatele uran (1 oblast – vodovod Licibořice, okres Chrudim, 220 obyvatel, limit 15 µg/l), berylium (1 oblast, 500 obyvatel, limit 3,6 µg/l) a hliník (1 oblast, 500 obyvatel, limit 0,4 mg/l). Ve 3 oblastech

byla udělena výjimka pro 1 ukazatel jakosti pitné vody, v 1 oblasti (vodovod Horní Bradlo, okres Chrudim) platila výjimka pro 3 ukazatele (hliník, beryllium, dusičnany).



Graf 5 - Mikrobiologické a biologické ukazatele jakosti pitné vody Pardubický kraj. Rok 2010, 2011 a 2015 (počet nevyhovujících nálezů).

Nejčastějším překračujícím mikrobiologickým a biologickým ukazatelem ve veřejných vodovodech Pardubického kraje jsou **koliformní bakterie**, což jsou většinou neškodné, saprofytické bakterie, osídlující střevní trakt, ale žijí i běžně v půdě. Vyjimečně se mohou mezi nimi vyskytnout i patogenní kmeny, které tvoří toxiny, mohou proniknout do tkání a způsobit přímo ohrožení zdraví. Odedávna jsou považovány za indikátor účinnosti úpravy vody a dezinfekce nebo sekundární kontaminace či vysokého obsahu živin v upravené vodě. Tato mezní hodnota (MH) u ukazatele koliformní bakterie (hygienickým limitem 0 KTJ/100 ml⁹) je nejvíce překračována v okresech Svitavy a Ústí nad Orlicí, především u vodovodů do 1000 zásobovaných obyvatel. Především se jedná o vodovody menších obcí, kterých je v těchto okresech nejvíce zastoupeno. Obsah koliformních bakterií byl stanoven v roce 2010 a 2011 ve 208 oblastech, získáno bylo 2979 hodnot, pro srovnání

⁹ Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů.

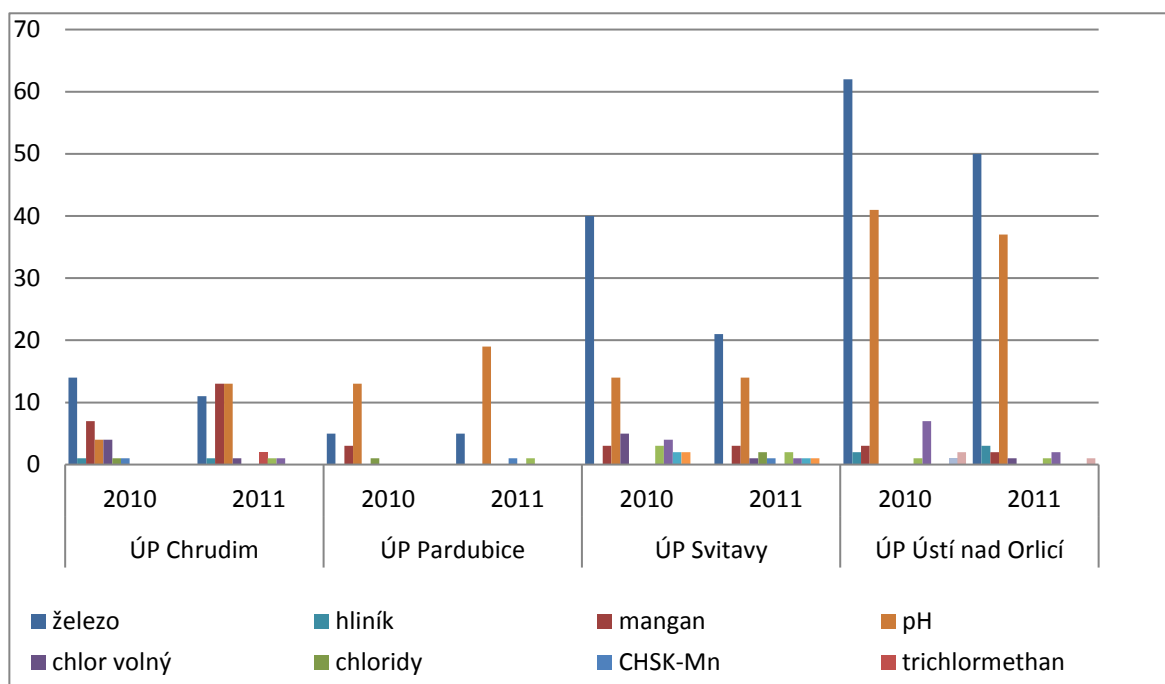
byl vybrán i rok 2015. Překročení MH (0 KTJ/100 ml) bylo zjištěno v 122 nálezech (v roce 2010 v 71 nálezech, v roce 2011 v 49 nálezech a v roce 2015 pouze ve 2 případech). Nalezená střední hodnota (medián) koncentrace byla 0 KTJ/100 ml.

Druhým nejčastěji překračujícím ukazatelem jsou **počty kolonií při 36°C**, všudy přítomné bakterie, které se za vhodných podmínek ve vodě množí. MH je překračována u vodovodů zásobujících od 500 do 5 tis. obyvatel a to v okrese Chrudim a Ústí nad Orlicí. Obsah počtů kolonií při 36°C byl stanoven v roce 2010 a 2011 ve 208 oblastech, získáno bylo 2994 hodnot, pro srovnání byl použit i rok 2015. Překročení MH (0 KTJ/ml) bylo zjištěno v 71 nálezech (v roce 2010 v 39 nálezech, v roce 2011 v 32 nálezech a v roce 2015 nebyl ani jednou překročen). Nalezená střední hodnota (medián) koncentrace byla 0 KTJ/ml.

Enterokoky a Escherichia coli jsou indikátorem fekálního znečištění (fekálie člověka a teplokrevných zvířat) a odpadních vod. NMH je překračována hlavně u vodovodů zásobujících do 700 obyvatel v okresech Ústí nad Orlicí a Svitavy. Obsah enterokoků byl stanoven v roce 2010 a 2011 ve 208 oblastech, získáno bylo 1375 hodnot. Překročení NMH (0 KTJ/100 ml) bylo zjištěno v 25 nálezech (v roce 2010 v 19 nálezech, v roce 2011 v 6 nálezech a v roce 2015 bez nálezu). Nalezená střední hodnota (medián) koncentrace byla 0 KTJ/100 ml. Obsah Escherichia coli byl stanoven v roce 2010 a 2011 ve 208 oblastech, získáno bylo 2943 hodnot. Překročení NMH (0 KTJ/100 ml) bylo zjištěno v 29 nálezech (v roce 2010 v 21 nálezech, v roce 2011 v 8 nálezech a v roce 2015 žádný nález překročení).

Srovnáním výsledků z roku 2010 s rokem 2011 dochází ke zlepšení kvality vody a snížení překročení u mikrobiologických a biologických ukazatelů. Jen u jednoho ukazatele **počty kolonií při 36°C** (v okrese Chrudim) došlo k zhoršení oproti roku 2010. Ke zlepšení kvality vody jistě napomáhá i chuť provozovatelů menších vodovodů se vzdělávat a hlavně fakt, že si uvědomují, že provozování vodovodu je činnost epidemiologicky závažná, a s tím

i souvisejí určité povinnosti. Dále byl pro srovnání použit extrémně suchý rok 2015 a zjištění, že nedošlo téměř k žádnému překročení hygienických limitů bylo překvapující.



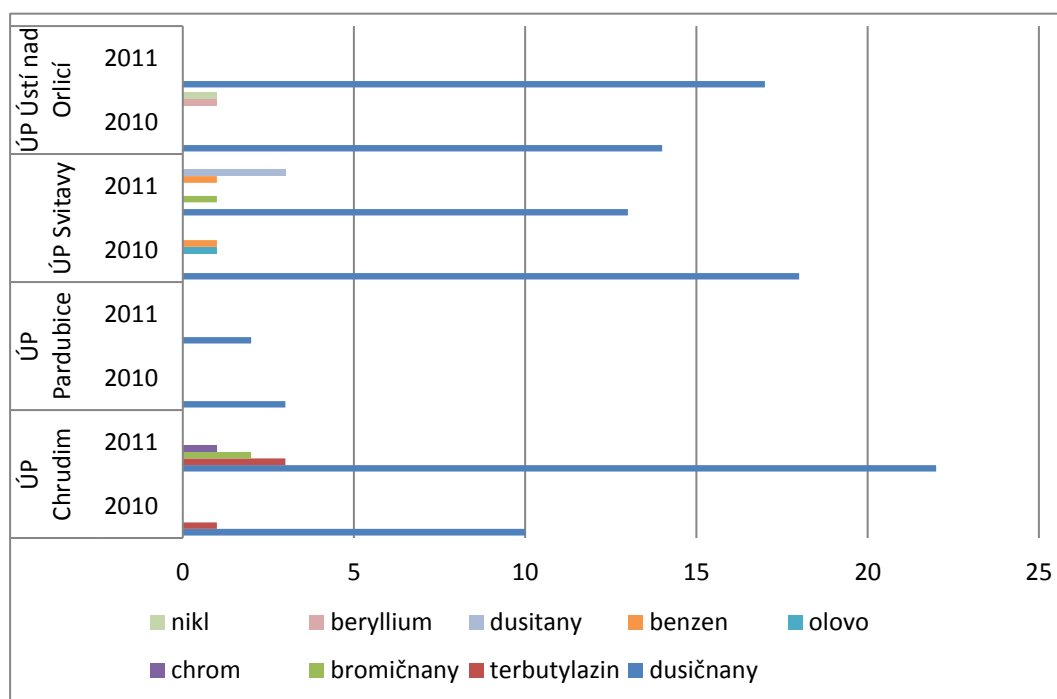
Graf 6 - Chemické a fyzikální ukazatele jakosti pitné vody s MH Pardubický kraj. Rok 2010, 2011 (počet nevyhovujících nálezů).

Chemický ukazatel jakosti pitné vody s MH je ve všech okresech Pardubického kraje nejčastěji překračován u ukazatele železo. Jednak může být běžnou součástí přírodních vod, ale jeho obsah v pitné vodě se může zvyšovat také korozí potrubí. Od koncentrace 0,30 mg/l může negativně ovlivňovat organoleptické (senzorické) kvality vody (hořká svíravá chuť, žlutá barva, rezavý sediment), barvit prádlo nebo vyvolávat zákal a železité bakterie mohou tvořit usazeniny v potrubí. Zdravotní riziko pod 1 mg/l není (6). Železo (a také mangan) však může způsobovat rozvoj železitých chemotrofních bakterií ve vodovodní síti a byly popsány případy, kdy došlo k úplnému ucpání vodovodní sítě železitými bakteriemi rodů *Gallionella* a *Leptothrix*. Podle starších norem byla stanovena závazná limitní hodnota již v roce 1964 na 0,3 mg/l Fe, dnes je stanovena jen MH 0,2 mg/l. Více je tento ukazatel překračován u vodovodů zásobujících do 5 tis. obyvatel. Obsah železa byl stanoven v roce 2010 a 2011 ve 208 oblastech, získáno bylo 2943 hodnot. Překročení MH (0,20 mg/l) bylo zjištěno

v 208 nálezech (v roce 2010 v 121 nálezech a v roce 2011 v 87 nálezech). Nalezená střední hodnota (medián) koncentrace se pohybovala okolo 0,05 mg/l.

U ukazatele pH se nejedná o překročení, naměřené hodnoty se většinou pohybují pod mezní hodnotou 6,5, většinou se to týká vodovodů zásobujících do 5 tis. obyvatel. Hodnota pH bývá snížena u měkké a málo mineralizované vody nebo u vody s vyšším obsahem CO₂. Nemá přímý vliv na zdraví. Je však důležitým provozním parametrem, protože ovlivňuje funkci mnoha procesů úpravy včetně dezinfekce.

Mangan má podobnou problematiku jako železo, vyskytují se společně. V nízkých koncentracích nepředstavuje riziko (6). Na pardubickém okrese je znám případ havarijního působení manganu v závlahové vodě. Ještě ČSN 83 0611 z roku 1974 povolovala 0,1 mg/l Mn. V současné době je stanoven limit 0,05 mg/l Mn. K překročení za oba roky došlo ve 20 případech v okrese Chrudim (př. vodovod obce Horní Bradlo, kde je zásobováno cca 500 obyvatel). Obsah manganu byl stanoven v roce 2010 a 2011 ve 208 oblastech, získáno bylo 1224 hodnot. Překročení MH (0,05 mg/l) bylo zjištěno v 34 nálezech v roce 2010 v 16 nálezech a v roce 2011 v 18 nálezech). Nalezená střední hodnota (medián) koncentrace se pohybovala okolo 0,01 mg/l.



Graf 7 - Chemické a fyzikální ukazatele jakosti pitné vody s NMH Pardubický kraj. Rok 2010, 2011, 2015 (počet nevyhovujících nálezů).

V údajích z grafu jednoznačně dominuje překročení NMH ukazatele **dusičnany**. Ve starších normách nebyl tento ukazatel stanoven, až s rozvojem analytických metod a poznáním hygienického významu nitrátů počátkem 70. let minulého století se začaly nitráty stanovovat pravidelněji a častěji. Již ČSN 83 0611 ve verzi z roku 1964 zařadila dusičnany mezi „látky nad určitou koncentrací nevhodné“ a stanovila jasný limit nejvýše 50 mg/l, pro kojence pak 15 mg/l. Západoevropské státy v té době povolovaly i 150 až 200 mg/l. V roce 2010 s max. naměřenou hodnotou 80 mg/l (Hluboká u Skutče, okres Chrudim) a v roce 2011 s max. naměřenou hodnotou 93 mg/l (vodovod obce Zderaz, okres Chrudim). Při použití 90% kvantilu byly získány hodnoty 45,5 mg/l za oba roky. Obsah dusičnanů byl stanoven v roce 2010 a 2011 ve 208 oblastech, získáno bylo 2837 hodnot. Překročení NMH (50 mg/l) bylo zjištěno v 99 nálezech (v roce 2010 v 45 nálezech a v roce 2011 v 54 nálezech). Nalezená střední hodnota (medián) koncentrace se pohybovala okolo 22,7 mg/l.

Bromičnany jsou nověji zařazeným parametrem, především v důsledku poznání a možností analytických metod. Nejčastěji vznikají jako vedlejší produkt ozonizace, pokud jsou ve vodě přítomny bromidové ionty. Přítomny jsou (bromidy) i v chlornanu sodném jako nežádoucí příměs. Vzácně se nacházejí v odpadních vodách z textilního průmyslu. Obsah

bromičnanů byl stanoven v roce 2010 a 2011 ve 208 oblastech, získáno bylo 482 hodnot. K překročení NMH (10 µg/l) došlo pouze v roce 2011 a to ve dvou případech v okrese Chrudim (př. vodovod obce Hlinsko v Čechách, kde je zásobováno cca 18 212 obyvatel a Chrudim – skupinový vodovod, kde je zásobováno 37 943 obyvatel). V okrese Svitavy to bylo pouze v jednom případě (vodovod Nové Hrady – Proseč, kde je zásobováno 2 906 obyvatel). Nalezená střední hodnota (medián) koncentrace se pohybovala okolo 2,5 µg/l.

Terbutylazin je jeden z ukazatelů škály pesticidních látek (triazinový herbicid), který do určité míry nahradil v komerčních přípravcích atrazin. Obsah terbutylazinu byl stanoven v roce 2010, 2011 ve 208 oblastech, získáno bylo 157 hodnot. K překročení NMH (0,05 µg/l) v roce 2010 došlo v jednom případě, naměřená hodnota 0,103 µg/l (vodovod obce Seč, okres Chrudim) a v roce 2011 došlo k překročení ve třech případech opět v okrese Chrudim (Chrudim – skupinový vodovod a vodovod Seč). Max. naměřená hodnota byla 0,29 µg/l. Nalezená střední hodnota (medián) koncentrace se pohybovala okolo 0,02 µg/l. Hygienický limit NMH pro ukazatel terbutylazin je 0,1 µg/l¹⁰.

Vápník a hořčík - naměřené hodnoty za rok 2011 se v okrese Ústí nad Orlicí pohybují u ukazatele hořčík v rozmezí 0,73 – 32,5 mg/l (střední hodnotou 4,83 mg/l), u ukazatele vápník 7,8 – 137 mg/l (se střední naměřenou hodnotou 60,10 mg/l) a celkovou tvrdostí 0,25 – 4,63 mmol/l (medián je 1,86 mmol/l). V okrese Chrudim je ukazatel hořčík v rozmezí 1,72 – 30 mg/l (s střední hodnotou 10,31 mg/l), ukazatel vápník 5,9 – 185 mg/l (se střední naměřenou hodnotou 65,82 mg/l) a celkovou tvrdostí 0,35 – 5,12 mmol/l (medián je 2,14 mmol/l).

Naměřené hodnoty za rok 2011 se v okrese Pardubice pohybují u ukazatele hořčík v rozmezí 1,3 – 18,6 mg/l (se střední hodnotou 7,31 mg/l), u ukazatele vápník 3,53 – 169,7 mg/l (se střední naměřenou hodnotou 79,11 mg/l) a celkovou tvrdostí 0,168 – 5 mmol/l (medián je 2,28 mmol/l).

V okrese Svitavy se naměřené hodnoty pohybují u ukazatele hořčík v rozmezí 0,81 – 28,5 mg/l (se střední hodnotou 4,75 mg/l), u ukazatele vápník 16,6 – 158 mg/l

¹⁰ Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů.

(se střední naměřenou hodnotou 82,43 mg/l) a celkovou tvrdostí 0,5 – 7,73 mmol/l (medián je 2,34 mmol/l).

2.2.5 Vliv pitné vody na zdraví

Od 18. – 19. století, kdy díky rozvoji přírodních věd a pokrokům v chemii, mikrobiologii a epidemiologii mohli být poprvé identifikováni konkrétní původci „vodních nemocí“, se naše poznání vztahu kvality vody se vznikem určitých chorob mnohonásobně prohloubilo a rozšířilo a také v praktické oblasti zabezpečení nezávadné pitné vody bylo během 21. století dosaženo neuvěřitelného pokroku. Tento pokrok se však netýká rovnoměrně celého světa. Podle zprávy Světové zdravotnické organizace z roku 2004 žije na naší planetě na počátku 21. století stále ještě 1,2 miliardy lidí, kteří nemají přístup k nezávadné pitné vodě – a mikrobiologicky znečištěná voda má za následek několik tisíc úmrtí denně. Především jde o problém rozvojové čisti světa, ale ušetřena není ani Evropa. Také v ČR a dalších vyspělých zemích je každý rok zaznamenána řada epidemií z pitné vody, naštěstí jen vyjíměčně končící úmrtím. Původci nemocí mohou být u pitné vody povahy biologické, chemické nebo radiologické. Dále je uveden přehled hlavních zástupců ze všech uvedených oblastí (Bohatcová 2012).

Biologické příčiny nemocí z pitné vody – *Vibrio cholerae*, *Salmonella enterica typhi*, *Shigella dysenteriae*, *Escherichia coli*.

Chemické příčiny nemocí z pitné vody – dusičnany a dusitany, olovo, měď, arsen, pesticidy,...

2.2.5.1.1 Příklady z praxe z Pardubického kraje:

Jakost pitné vody ve veřejných vodovodech v Pardubickém kraji od roku 2006 v naprosté většině případů splňuje hygienické požadavky a nepředstavuje zdravotní riziko pro obyvatele. Přesto se ještě vyskytují lokální problémy, které představují potenciální zdravotní riziko. Jde hlavně o znečištění podzemních vod chlorovanými uhlovodíky, pesticidy, zvýšený obsah dusičnanů a zranitelnost některých malých zdrojů vůči mikrobiologické kontaminaci, jak uvádí Závěrečná hodnotící zpráva za rok 2010 - "Zdraví 21" - cíl 10: Zdravé a bezpečné životní prostředí 2011, Krajské hygienické stanice Pardubického kraje.

Kontaminace chlorovanými uhlovodíky (trichlorethylen, tetrachlorethylen) jako důsledek staré zátěže z průmyslových podniků a nepovolené likvidace odpadů v minulosti postihla významnou vodárenskou oblast Kyšperskou synklinálu na okrese Ústí nad Orlicí, lokalitu Bor u Skutče, severovýchodní část Hlinska a rozsáhlé území severně od Chrudimě na okrese Chrudim a část podzemních vod v lokalitě Svitav. Důsledkem byla nutnost odstavení řady vodních zdrojů a nutnost úpravy vody stripovacímí kolonami (vodovod Letohrad).

Pesticidy, konkrétně atrazinem, byly v minulosti kontaminovány zdroje skupinového vodovodu Choceň zásobujícího cca 9 380 obyvatel. Pro tento vodovod byl na dobu tří let KHS určen mírnější limit pro atrazin do max. koncentrace 0,3 µg/l. V roce 2005 zde byl vybudován a zprovozněn nový vrt, z něhož je voda míchána s vodou ze stávajících zdrojů a ve směsné vodě již k překročení NMH atrazinu nedochází.

Dalšími využívanými vodovody, u kterých byla zjištěna nadlimitní kontaminace atrazinem a desethylatrazinem jsou skupinový vodovod Heřmanův Městec zásobující 12 063 obyvatel a vodovod obce Malíkov s 84 obyvateli na okrese Svitavy. Pro oba vodovody byl v roce 2007 KHS určen mírnější limit a bylo nezbytné hledat jiný způsob zásobování pitnou vodou. V roce 2008 bylo čerpání vody z vodních zdrojů u Heřmanova Městce omezeno a téměř celá oblast byla připojena ke skupinovému vodovodu Chrudim. Vodovod obce Malíkov byl na konci roku 2009 napojen na skupinový vodovod Moravská Třebová, stavba spočívala ve vybudování nové čerpací stanice v obci Rozstání a výtlačného řadu do spotřebiště Malíkov. V dodávané vodě již k překročení NMH atrazinu a dezethylatrazinu nedochází.

Epidemiologický výskyt akutní gastroenteritidy v zařízení Hotel Hamry, Hamry nad Křetínkou (okres Svitavy). Dne 13.08.2003 nahlásil vedoucí rekreačního zařízení hromadný výskyt záživacích potíží u rekreatantů. Od 12.08.2003 do 13.08.2003 došlo k epidemii akutní gastroenteritidy u 55 rekreatantů (38 dětí, 17 dospělých), tč. v hotelu Otakar, Hamry 40. Pobyt organizovali DM, Mutěnická 23, Brno od 09.08. do 16.08.2003 a DM Rosice – skupina Tábor matky s dětmi od 09.08. 2003 do 20.08.2003 a Tábor v pohybu od 10.08.2003 do 20.08.2003. V hotelovém zařízení Helas tour s.r.o., Hotel Hamry a přilehlých chatkách bylo ubytováno 109 osob ve věku od 1 roku do 44 let, z toho 73 dětí. Středně těžký průběh onemocnění s opakovaným zvracením a průjmy, většinou bez teplot, s trváním do 48 hodin, ojediněle i déle. Onemocněli pouze rekreatanti. Jako předpokládaný původce se jevil *E. coli*. Zdrojem nákazy byla pitná voda z vlastního zdroje (vehikulem vzhledem

k časovým souvislostem a klinickému obrazu a nálezů masivního překročení limitů pitné vody v ukazateli *E. coli* a koliformní bakterie). Kontaminace byla způsobena nasáváním vody z blízkého potoka do vlastního zdroje při vysoké spotřebě vody za plného obsazení hotelu.

Akutní průjemové onemocnění v akciové společnosti Poličské strojírně, Polička (okres Svitavy). V lednu 1997 onemocnělo akutním průjemovým onemocněním 560 zaměstnanců a strážníků místní kuchyně ve velkém strojírenském závodě v Poličce. V závodu byl dvojí rozvod vody – pitné z městského vodovodu a technologické, kterým byla rozváděna neupravovaná voda z blízkého povrchového zdroje, kam ústily odpadní vody ze závodu. Nedbalostí při opravě došlo k propojení obou rozvodů a vniknutí technologické vody do rozvodu pitné vody, která tím byla závažně mikrobiálně znečištěna. Podobné případy se stále ještě vyskytují i jinde, zejména tam, kde chtějí spotřebitelé ušetřit za poplatky (vodné a stočné) a připojují si amatérsky vlastní studny.

Kontaminace vodovodu Svitavy. Analýza zdravotních rizik z kontaminace podzemních vod ve Svitavách chlorovanými uhlovodíky byla zpracována již v září 1998. Na základě zjištění zvýšeného obsahu chlorovaných uhlovodíků v posilovacím vrtu HS – 1/I městského vodovodu, situovaného v lokalitě Lánský rybník jižně od Svitav, bylo provedeno vzorkování existujících zdrojů podzemní vody ve městě Svitavy a průzkum předpokládaného zdroje znečištění v prostoru bývalé chemické čistírny u autobusového nádraží. Zvýšené hodnoty obsahu chlorovaných uhlovodíků byly zjištěny ve zmíněném vrtu HS – 1/I, vrtu závodu Vigona O3 / nyní Vigona Klasik /, studni nemocnice Svitavy, zdroji bývalého podniku Tabák, vrtu v objektu EMIPO s.r.o. Svitavy a vrtu závodu Vigona O1. Nižší koncentrace chlorovaných uhlovodíků byly nalezeny i ve vrtu HS – 1/II a v monitorovacích vrtech HV – 13, HV – 14 a HV – 15 březovského vodovodu pro město Brno. Na základě těchto zjištění bylo konstatováno, že je potvrzena kontaminace spodních vod svrchněturonské a středněturonské zvodně a to i mimo oblast možného vlivu bývalé chemické čistírny u autobusového nádraží, která byla zřejmě jen jedním ze zdrojů znečištění. Ze sledovaných chlorovaných uhlovodíků se zvýšené koncentrace týkaly především PCE, v menší míře i TCE a cis - 1,2 - DCE. Stopová množství 1,1 - DCE a trans - 1,2 - DCE byla zjištěna pouze u vrtu v objektu EMIPO s.r.o. Svitavy. Do hodnocení zdravotního rizika byly proto zařazeny pouze první tři zmíněné škodliviny. Tetrachlorethylen a trichlorethylen patří mezi látky, u kterých je předpokládán jak toxický, tak i karcinogenní účinek. U toxického účinku se předpokládá,

že se projeví až po překonání obranných detoxikačních schopností organismu, tedy až dávka překročí určitý práh. Karcinogenní účinek se naopak považuje za bezprahový a jakákoli expozice škodlivině zde již představuje riziko, které vzrůstá se zvyšující se dávkou. Proto se tyto dva typy účinků hodnotí odlišně a zvlášť. Riziko toxických účinků PCE, TCE a cis-1,2-DCE v pitné vodě by při používání vrtu HS – 1/I bez úpravy (stripováním - provzdušňováním) bylo významné jen u kojenců. Index nebezpečnosti by pro tuto rizikovou skupinu populace přesáhl hodnotu 1, kdy již lze předpokládat možnost vzniku zdravotního poškození. I když lze předpokládat, již jen z důvodu obsahu dusičnanů, používání kojenecké balené vody, nelze zabránit expozici inhalací a vstřebáváním přes pokožku při koupání. Počítat je nutné i s další možnou expozicí inhalací z vnitřního či venkovního ovzduší, která je obecně považovaná za významnější, než příjem v souvislosti s pitnou vodou. V ČR se za přijatelné riziko karcinogenních účinků považuje teoretická pravděpodobnost zvýšení výskytu rakoviny o 1 případ na 100 000 obyvatel při celoživotní expozici (1×10^{-5} , dle doporučení WHO). US EPA a některé jiné státy používají přísnější hodnotu 1×10^{-6} . V hodnoceném případě svitavského vodovodu by používání neupravené vody z vrtu HS – 1/I představovalo karcinogenní riziko 24x vyšší, nežli je přijatelná úroveň rizika dle WHO a 244x vyšší, než je přijatelné pro USA a některé další země, např. Holandsko. Na základě výsledků zhodnocení zdravotního rizika je tedy nutné konstatovat, že používání kontaminované vody z vrtu HS – 1/I by představovalo nepřijatelné riziko pro zásobované obyvatelstvo jak z hlediska toxických, tak i karcinogenních účinků. Značným překvapením byly výsledky měření koncentrace chlorovaných uhlovodíků v ovzduší budovy fy WARMET s.r.o. situované v kontaminovaném prostoru bývalé chemické čistírny. Výsledkem hodnocení zdravotního rizika bylo $HI = 9$, což je již považováno za akutní riziko vyžadující okamžité řešení. Přijatelnou hodnotu zde překračovalo i riziko karcinogenních účinků. Jako okamžité opatření byl majitel budovy informován, doporučeno bylo intenzivní větrání, omezení pobytu zaměstnanců v málo větraných prostorách, event. provedení mimořádných zdravotních prohlídek. Dalším opatřením byl urychlený postup asanace kontaminovaných vrstev. Podle výsledků šetření provedených dříve Okresní hygienická stanice (OHS) Svitavy na základě průzkumů GGS Lito-myšl nebyl žádný ze zjištěných kontaminovaných zdrojů svitavských podniků používán přímo jako zdroj pitné vody pro zaměstnance. Bylo však pravděpodobné, že některé z nich takto byly využívány v ještě nedávné minulosti a proto bylo v případě vrtu v objektu

firmy EMIPO s.r.o. zdravotní riziko pro případ takového využití vody alespoň hrubým odhadem zhodnoceno.

Výsledkem bylo zjištění, že toto riziko by za použitého odhadu expozičních parametrů nebylo významné. Největší nejistotou byla při tomto odhadu velikost inhalační expozice při sprchování nebo používání vody k některým technologickým účelům nebo vlhčení vzduchu při klimatizaci, kdy tyto expozice může být mnohem vyšší.

V roce 2008 byla na základě objednávky Vodních zdrojů Chrudim, a.s. provedena aktualizace výše zmíněné analýzy rizik zohledňující nové poznatky o nebezpečnosti kontaminujících látek a postupech hodnocení jejich rizika pro lidské zdraví a vycházející z aktuálních dat o úrovni kontaminace se zaměřením na areál Svitavské nemocnice, a.s. Podkladem byly výsledky analýz vzorků vody odebraných ze zdrojů podzemní vody v inkriminované oblasti a vyšetřených akreditovanou laboratoří společnosti ALS Czech Republic, s.r.o. Praha.

V areálu Svitavské nemocnice byly vzorkovány 4 zdroje: studna, jímka ve sklepě pod dílnou, která je se studnou spojená, jímka ve sklepě nemocnice blíž kuchyni a jímka v klášteře. Z výsledků vyplývalo, že nejvyšší úroveň kontaminace chlorovanými uhlovodíky vykazuje voda ve studni nemocnice. Ve vzorcích odebraných dne 21.08.2007 a 02.07.2008 zde byly zjištěny tyto koncentrace chlorovaných uhlovodíků:

Tabulka 1 Výsledky analýz vzorků vody ze studny nemocnice

Látka	21.8.2007	2.7.2008	Jednotka
vinylchlorid	-	< 4,0	µg/l
1,1-dichlorethylen	< 0,5	< 1,0	µg/l
Trans-1,2-dichlorethylen	< 1,0	< 1,0	µg/l
cis-1,2-dichlorethylen	8,4	6,6	µg/l
Trichlorethylen	5,2	5,0	µg/l
Tetrachlorethylen	61	48	µg/l

Předmětem další analýzy rizika, obsahující hodnocení expozice a charakterizaci rizika, jsou již pouze zjištěné kontaminující látky, tj. tetrachlorethylen, trichlorethylen a cis-1,2-dichlorethylen.

Cílem provedené analýzy rizika bylo vyhodnocení a posouzení existujících a potenciálních zdravotních rizik plynoucích z dlouhodobé kontaminace spodních vod chlorovanými uhlovodíky. Hodnocení bylo v souladu se zadáním zaměřeno na areál Svitavské nemocnice, a.s.

Do hodnocení byly zařazeny konkrétní kontaminující látky nalezené v podzemní vodě ve stávajícím nevyužívaném zdroji nemocnice, popř. ve spodních vodách v blízkém centru kontaminace, tj. TCE, PCE, 1,2-DCE a 1,1-DCE a pro tyto látky byly soustředěny a vyhodnoceny současné poznatky o jejich nebezpečnosti a vztahu expozice a účinku.

Provedeným měřením nebyly získány kvantitativní údaje k hodnocení rizika při předpokládané inhalační expozici zaměstnanců nemocnice v prostorách dílen nad jámkami. Z hlediska expozice byl proto hodnocen pouze hypotetický scénář používání vody ze studny jako vody pitné pro potřeby nemocnice se zaměřením na zaměstnance nemocnice jako cílovou exponovanou skupinu.

Bylo ověřeno, že toto využití vody při současném stupni kontaminace by kromě překračování hygienických limitů stanovených vyhláškou č. 252/2004 Sb., znamenalo nepřijatelné riziko potenciálních karcinogenních účinků.

Při uvažovaném využití vody ze studny nemocnice jako vody technologické by sice s největší pravděpodobností nebyly překročeny přípustné expoziční limity pro pracovní prostředí, avšak s ohledem na potenciální riziko bezprahových karcinogenních účinků je opodstatněné úroveň expozice minimalizovat dostupnými prostředky úpravy vody a účinnou ventilací s odtahem par mimo dýchací zónu pracovníků.

Jednou z příčin těchto havarijních situací je nedostatečná ochrana vodních zdrojů před bodovým i plošným znečištěním a prakticky nefunkčnost systému ochranných pásem vodních zdrojů, kterými v důsledku finanční a administrativní náročnosti stanovení a vyhlášení není v současné době chráněna ani řada významných využívaných zdrojů pitné

vody jak uvádí Závěrečná hodnotící zpráva za rok 2010 - "Zdraví 21" - cíl 10: Zdravé a bezpečné životní prostředí, 2011, KHS Pardubického kraje.

V období divokých privatizací byla také zachycena významná kontaminace na skládce Nasavrky - Hodonín, kam ukládal někdejší podnik STS Slatiňany kontaminované obaly od postřikových chemikálií.

3 BŘEZOVSKÉ VODOVODY

3.1 Lokalita

Výzkum probíhal v oblasti podzemních zdrojů pro zásobování pitnou vodou města Březová nad Svitavou a města Brno. Vysoce kvalitní podzemní voda se získává z území, které se nachází v jižní části Českomoravské vrchoviny, která se vyznačuje příznivou geologickou stavbou a příznivými geologickými podmínkami pro akumulaci velkých zásob puklinových podzemních vod v souvrstvích křídových pískovců. V místě jímacího území tvoří útvar synklinálu, omezenou na jihu brachysynklinálním uzávěrem. Ploché koryto synklinály vyplňují sedimenty sladkovodního a mořského cenomanu, spodního, středního a částečně i svrchního turonu a coniacu, které se postupně ukládaly na horninu krystalinika a permu v jejich podloží. Výše zmíněná brachysynklinální stavba a střídání nepropustných hornin s převažujícím slinitým vývojem s horninami propustnými (vyznačují se značnou aktivní propustností a prostoupených hustou sítí puklin a větších poruch), dalo podnět ke vzniku několika izolátorů a relativně vzájemně nesouvisejících kolektorů. Vodohospodářsky nejvýznamější jsou kolektory ve spodním (II) a středním (I) turonu, využívané březovskými vodovody.

3.2 Zdroje vody

Brněnská vodárenská soustava (BVS) je zásobována vodou ze tří hlavních zdrojů – ze zdroje podzemní vody I. březovského vodovodu (I. BV), ze zdroje podzemní vody II. březovského vodovodu (II. BV) a z úpravny vody ve Švařci, která upravuje povrchovou vodu z vodárenské nádrže Vír na řece Svatce. Voda je ze zdrojů do BVS přiváděna gravitačně třemi přivaděči. Ze zdrojů podzemní vody v Březové nad Svitavou, ležících v Pardubickém kraji, přivaděčem I. březovského vodovodu a přivaděčem II. březovského



Od roku 1975 po vybudování II. březovského vodovodu je voda ze zdrojů I. březovského vodovodu a II. březovského vodovodu nejdříve vedena do vodojemu Březová nad Svitavou 5000 m³ a odtud dále odtéká samostatnými přivaděči I. a II. březovského vodovodu směrem do Brna. Přivaděč I. březovského vodovodu přivádí stálé množství vody asi 265 l/s do vodojemu Holé hory II v Brně na Lesné. To představuje asi 28 % celkového potřebného množství pro BVS. Voda podzemní přitékající z Březové nad Svitavou II. březovským vodovodem je od roku 2001 po dokončení VOV míchána ve vodojemu

Čebín s menším dílem vody upravované přivedené přivaděčem VOV z ÚV Švařec. Takto smíchaná voda je pak dodávána pokračujícím II. březovským vodovodem do vodojemu Palackého vrch v Brně. Množství vody smíchané ve vodojemu Čebín představuje dnes asi 72 % celkového množství vody potřebného pro hlavní část vodárenské soustavy. Významnou roli v historii zásobování města Brna pitnou vodou sehrála úpravná vody v Brně-Pisárkách, která upravovala od roku 1872 povrchovou vodu z řeky Svratky. Tato úpravná prošla několika vývojovými fázemi a rekonstrukcemi. Do roku 1913, kdy byl zprovozněn I. březovský vodovod, byla hlavním zdrojem pitné vody pro Brno. V roce 1975 bylo zásobování Brna vodou posíleno II. březovským vodovodem. Po vybudování Vířského oblastního vodovodu zaujala od roku 2001 pozici druhého nejvýznamnějšího zdroje vody úpravná vody ve Švařci. Úpravná v Brně-Pisárkách sloužila od té doby již jen jako záložní zdroj a od roku 2008 vodu do vodovodní sítě již nedodávala vůbec. Po dokončení nezbytných podmiňujících staveb snižujících provozní rizika byla úpravná vody Brno-Pisárky v roce 2013 zrušena.

Město Březová nad Svitavou je zásobováno vodou především z prameniště pro brněnskou vodárenskou soustavu, tj. z I. a II. březovského vodovodu v Březové nad Svitavou. Potřeba vody je občasně doplňována z lokálního vodního zdroje Březová nad Svitavou - zářezy.

3.3 Vodní zdroj Březová nad Svitavou – zářezy

Zahrnuje tyto hlavní jímací objekty:

- a) Zářez Türkenteichel s pramenní jímkou č. 2
- b) Zářez Richterquelle s pramenní jímkou č. 1

Zářez Türkenteichel z roku 1928 o délce 21,3 m, vystrojený kameninovým potrubím DN 135 (poloděrované a plné úseky) se šterkovým obsypem o zrnitosti 3-5 mm, s betonovou krycí deskou a jílovou vrstvou proti průsakům – pozemek p. č. 342/10, k. ú. Březová nad Svitavou.

Pramenní jímka č. 2 soustřeďuje vodu jímanou výše uvedeným zářezem, jde o podzemní sběrný objekt z dusaného betonu s odběrnou výustí a přepadovou armaturou.

Výše uvedené dva objekty byly opraveny kolem roku 1960.

Zářez Richterquelle je proveden z poloděrovaného a plného kameninového potrubí DN 100 o délce 28 m, obklad z kamene a štěrkového obsypu, betonová krycí deska, nachází se na pozemku p. č. 386/1, k. ú. Březová nad Svitavou.

Pramenní jímka č. 1 soustřeďuje vodu jímanou zářezem Richterquelle, je tříkomorová z dusaného betonu, lepenkové izolace, s odběrnou výustí a přepadovou armaturou.

Tyto dva objekty byly vybudovány či zásadně opraveny v roce 1957.

3.4 Jímací zařízení I. březovského vodovodu

Jímací zařízení I. březovského vodovodu jímá vodu z tzv. I. horizontu a sestává ze 14 vrtaných studní profilu 650 a 635 hloubky 17 až 21 m, v celé délce nevystrojených. Studna „A“ leží v samostatném objektu, studna „B“ a 12 dalších je ve 300 metrů dlouhé štolě s masivní cihelnou obezdívkou, z níž odbočují k jednotlivým studnám vzdáleným od sebe 25 m krátké příčky. Voda se odebírá násoskou, jejíž sestupné rameno tvoří sběrný řad z litinových trub DN 600 a je vedena do vodojemu Březová nad Svitavou, který je společný i pro II. březovský vodovod.

3.4.1 Příváděcí řad I. březovského vodovodu

Příváděcí vodovodní řad I. březovského vodovodu z roku 1913 přivádí vodu gravitačně ze společného vodojemu s II. březovským vodovodem v Březové nad Svitavou do vodojemu Holé hory II v Brně na Lesné. Přívaděč byl vybudován z litinových hrdlových trub ze šedé litiny DN 600 a 650, jeho délka je 57,4 kilometrů a je téměř po celé své délce uložen v sevřeném údolí řeky Svitavy v souběhu s komunikacemi a železniční tratí. Ve velmi členitém terénu mezi Blanskem a Bílovicemi nad Svitavou byly pro položení potrubí vybudovány 3 masivní štoly, z nichž nejdelší má délku 614 metrů. Současná kapacita přívaděče je 265 l/s.

3.5 Jímací zařízení II. březovského vodovodu

Jímací zařízení II. březovského vodovodu slouží k jímání vody z I. i II. zvodnělého horizontu. Jímání I. horizontu představuje 28 studní DN 600 hloubky 12 až 18 m, násoskový řad DN 600-1200, 688 m dlouhý s evakuační stanicí. K jímání vody z II. horizontu slouží

7 studní vrtaných do hloubky 80 až 130 metrů s čerpacími stanicemi, vybavenými ponornými čerpadly. Sběrný řad II. horizontu je z ocelového potrubí DN 400-800 o délce 1 237 m. Přivaděč z prameniště po vodojem v Březové je DN 1200 v délce 1 604 metrů a vodojem o obsahu 5 000 m³, který slouží i pro I. březovský vodovod.

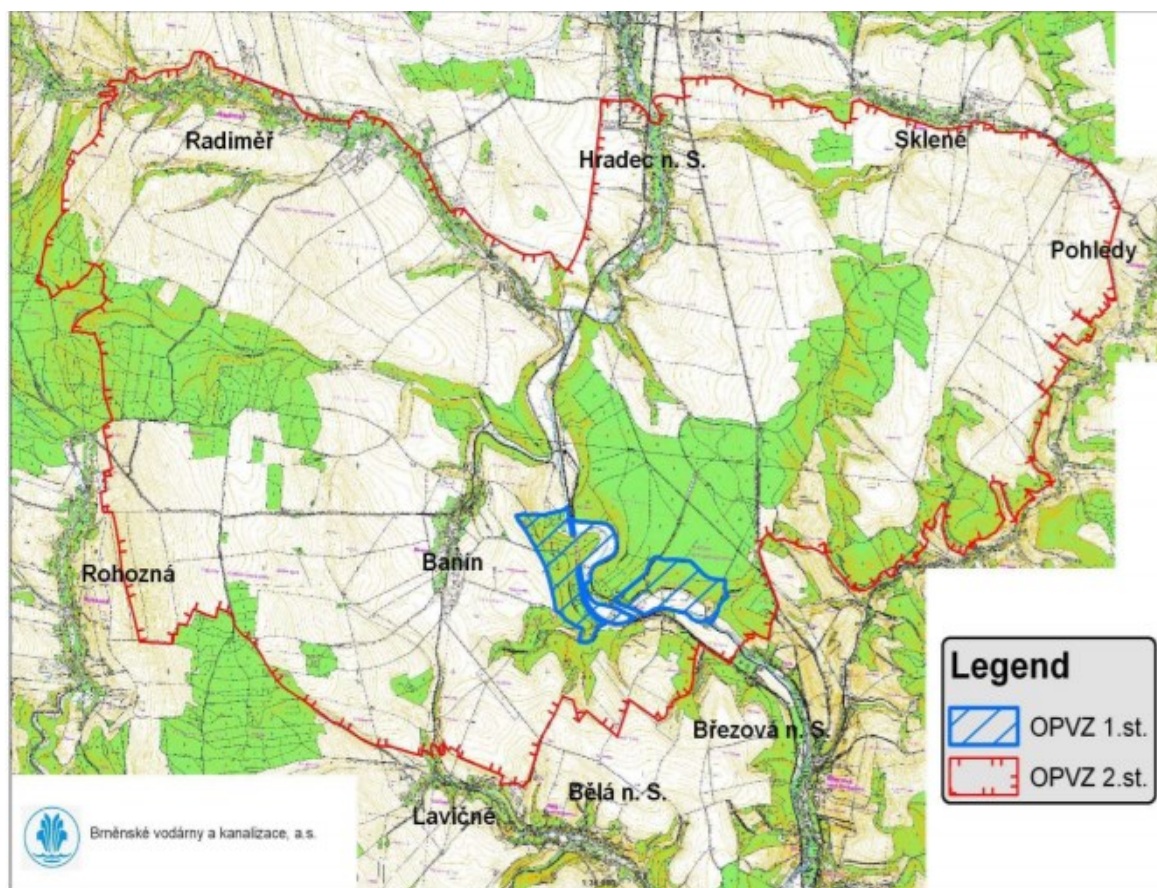
3.5.1 Přivaděcí řad II. březovského vodovodu

Přivaděcí vodovodní řad II. březovského vodovodu je vedený rovněž z vodojemu v Březové nad Svitavou. Od trasy přivaděče I. BV se u Svitávky odklání směrem na Malou Lhotu, kde je v oblasti přechodu rozvodnice řek Svitavy a Svratky potrubí uloženo v průchozí štole délky 2795 metrů. V rámci výstavby Vírského oblastního vodovodu byl přivaděč II. BV převeden přes nový vodojem Čebín, kde dochází k míchání vody březovské s vodou z VOV. Z vodojemu Čebín je voda vedena původní trasou přivaděče II. BV do vodojemu Palackého vrch a přivaděčem VOV směrem na Bystrc a Bosonohy. Celková délka z Březové nad Svitavou do Brna do vodojemů 35 000 m³ na Palackého vrchu je 55,3 km, z čehož je 25,0 km DN 1000 a 30,3 km DN 1200. Přivaděč je z ocelových trub svařovaných s živичnou ochranou vnitřního povrchu potrubí.

3.6 Ochranná pásma prameniště březovských vodovodů

Ochranné pásmo má rozlohu 110 ha (2/3 les, ostatní sečené louky). Je umístěno na obou březích řeky Svitavy, v údolní nivě a přilehlých svazích mezi obcí Banín a Březová nad Svitavou. Území I. ochranného pásma je trvale oploceno a označeno tabulkami se zákazem vstupu nepovolaným osobám. Vstup do I. ochranného pásma je monitorován pracovníky úseku dálkových přivaděčů BVK, a.s. s nepřetržitou službou a technikem ochrany vod. Při provádění nutné údržby a oprav zařízení i při údržbě porostů musí být dodržován přísný režim činnosti pod dohledem technika ochrany vod.

Ochranné pásmo II. stupně je plošně souvislé, zasahuje do katastrálních území Banín, Bělá, Česká Dlouhá, Horní Hynčina, Hradec nad Svitavou, Lavičné, Moravská Dlouhá, Muzlov, Radiměř, Rohozná u Poličky a Sklené u Svitav. Hranice ochranného pásma přibližně prochází nad městem Březová nad Svitavou, obchází obce Lavičné, Rohozná, Sklené, Pohledy a Horní Hančína. Částečně zasahuje do intravilánu obce Hradec nad Svitavou a zaujímá větší část obce Radiměř. Pouze obec Banín, nejbližší situovaná obec nad pramennou oblastí I. březovského vodovodu, spadá celou svojí výměrou do OPVZ II. stupně.



Obrázek 6 Ochranná pásma vodních zdrojů březovských vodovodů (Provozní řád BVS, 2014)

Ochranná pásma vodního zdroje Březová nad Svitavou – zářezy nejsou stanoveny.

4 PESTICIDY

Definice pojmu „pesticid“ není z celosvětového pohledu příliš jednotná. Podle mezinárodní definice FAO (Food and Agricultural Organization) se pesticidem rozumí jakákoli látka nebo směs látek určených k prevenci, ničení, potlačení, odpuzení či eliminaci škodlivých činitelů, tedy nežádoucích mikroorganismů, rostlin a živočichů během výroby, skladování, transportu, distribuce a zpracování potravin, zemědělských komodit a krmiv (Hajšlová et al. 2005).

4.1 Historie pesticidů

Prvopočátky zemědělství sahají do doby před 10.000 lety v Mezopotámii, kde se lidé věnovali pěstování pšenice, ječmene, hrachu, čočky, cizrny a lnu. V Číně asi před 7.500 lety pěstovali převážně rýži a proso. Tyto kulturní rostliny začaly být náchylné různým chorobám a byly napadány škůdci, proto lidé začali provádět různá opatření pro jejich ochranu. Sumerové přišli s nápadem použít síru jako prostředek proti hmyzu a roztočům, v Číně se s těmito problémy vypořádávali rtutí a sloučeninami arzenu. Peršané využívali pro ochranu své úrody sedmikrásky. Hojně se také využívalo solí z moře (Unsworth, J. 2010).

V 15. století lidé používali toxické sloučeniny arsenu, olova a rtuti. V 17. století byl extrahován nikotin sulfát z tabákových listů, který byl použit jako insekticid. V 19. století se začalo využívat pyrethrum jako přírodní pesticid. Pyrethrum je extrahováno z chryzantém a kořenů tropické zeleniny a používá se dodnes. Ve stejném století se začaly používat fungicidy proti plísni na ovoci také v Evropě, oxidy arsenu byly využity k likvidování plevelu. Ve 30. letech 20. století už nastala produkce synteticky vyráběných pesticidů a ve 40. letech existovalo velké množství pesticidů. Mezi ně patřily insekticidy na principu alkylthiokyanátů nebo fungicidy proti patogenním houbám - salicylanilid a dithiokarbamáty (Stehlíková K. 2010).

V roce 1939 byly Dr. Paul Müller objeveny silné insekticidní vlastnosti dichlordifenylnitrichlorethanu neboli DDT (Cremlyn, R. 1985). Průlomem bylo období po druhé světové válce, kdy došlo k masové výrobě a používání pesticidů. Poznány byly insekticidní vlastnosti hexachlorcyklohexanu, různé chlorované cyklohexanové uhlovodíky s insekticidními vlastnostmi (heptachlor, aldrin, dieldrin, endrin). Další velmi významnou skupinu insekti-

cidů tvořily organofosfátové sloučeniny, jejich počáteční rozvoj souvisel s vojenským výzkumem nervových plynů za druhé světové války. Zavedeny byly i velmi selektivní herbicidy na bázi fenoxycetových kyselin (Cremlyn, R. 1985).

4.2 Osud pesticidů v životním prostředí

Pesticidy představují širokou a různorodou skupinu látek masivně používaných v zemědělství pro ochranu plodin před škůdci z řad mikroorganismů, hmyzu, živočichů a nežádoucích rostlin. Díky plošnému využívání zasahují významnou část životního prostředí, kde následně mohou narušovat stabilitu ekosystémů. Bohužel se reálně často nadužívají či nevhodně používají a tím ještě dále stoupá jejich nebezpečnost pro životní prostředí.

Negativní dopady se mohou objevit až po delším období několika let (např. DDT), navíc momentálně neznáme “koktejlový efekt“ působení jednotlivých aktivních látek a jejich metabolitů ve směsích. Existuje více než 1 200 registrovaných aktivních látek s pesticidním účinkem ve více než 100 skupinách, v České republice je používáno zhruba 450 z nich ve formě některého z komerčních přípravků na ochranu rostlin, kterých je u nás požíváno kolem 900. Tento vysoký počet aplikovaných látek do prostředí může vést k existenci směsí těchto látek vyskytujících se v životním prostředí a potravním řetězci (i pitné vodě). I když koncentrace těchto látek ve vztahu k jejich jednotlivým limitům nemusí být nepříjemné, o jejich sumárním účinku a vzájemných interakcích se mnoho neví a v hodnocení bezpečnosti panuje určitá nejistota. Nejčastěji se vyskytují pesticidy na bázi glyfosátu, kvarterních amoniových solí, chloracetanilidové, močovinnové, karbamátové, fenoxylkanové, triazinové atd. Pesticidy se aplikují jako návnady pevné či kapalné, spreje, aerosoly, v práškové formě, jako impregnace či povrchový film (ALS ©2013).

Vzhledem ke způsobům plošné aplikace (kdy pouze cca 65 % zasáhne rostliny, zatímco 5% se dostane do půdy a 30% se odpaří), jejímu provádění i na vodní plochy pro jejich ochranu a přenosu pesticidů vypařováním, větrem, deštěm, vymýváním z půdy dochází často k zasažení oblastí, které jsou i desítky kilometrů vzdáleny od původního místa aplikace pesticidů. Dalším zdrojem je přímé znečištění z výrobních závodů na pesticidy, domácností, čištění zemědělské techniky atp. (ALS ©2013).

Pesticidy by se do životního prostředí měly dostávat za přesně daných podmínek, v souladu s principy správné zemědělské praxe (Good Agriculture Practices GAP). Tento termín popisuje schválené podmínky používání pesticidů v zemědělské praxi, aniž by došlo k nepříjemným nálezům reziduí pesticidů v potravinách (FAO 2003).

4.2.1 Toxicita pesticidů

Škodlivý účinek pesticidů se vyjadřuje toxicitou, způsobuje akutní nebo chronickou otravu. Akutní toxicita pesticidů pro člověka a teplokrevné živočichy je vyjádřena tzv. letální dávkou (LD50). Letální dávka udává množství pesticidu (v miligramech na kilogram hmotnosti pokusného zvířete), při jehož jednorázovém požití zahyne 50 % pokusných zvířat. Chronická toxicita vyjadřuje přijatelnou denní dávku pro člověka v mg (ADI¹¹).

Pesticidy pronikají do organismu člověka nejčastěji přes trávicí soustavu, intradermálně nebo inhalačně přes dýchací cesty. Všechny pesticidy i jejich směsi se musí před zavedením do praxe podrobit toxikologickému výzkumu. Tyto výzkumy jsou zaměřeny na základní hodnocení nově vyrobených sloučenin a jejich použití, které by mělo posoudit, zda existuje riziko poškození životního prostředí a zdraví člověka.

První částí provádění těchto toxikologických výzkumů je identifikace sloučeniny, určení jejího chemického složení a struktury dané sloučeniny, protože za osud pesticidů v životním prostředí odpovídají hlavně jeho fyzikálně-chemické vlastnosti. Z fyzikálně-chemických vlastností se sleduje např. molekulová hmotnost, teplota varu, rozpustnost ve vodě a v tucích, sorpční koeficient v půdě, stálost a reakce v prostředí. Tyto fyzikálně-chemické vlastnosti poukazují na to, za jakých podmínek můžeme očekávat přítomnost pesticidů v životním prostředí, jaké jsou jejich produkty rozkladu a případné, jak je omezeno znečištění při výrobě.

¹¹ ADI (Acceptable Daily Intake) Akceptovatelný denní příjem je množství určité látky (většinou aditiva nebo zbytku veterinárních léčiv nebo pesticidů) v potravinách nebo nápojích (včetně vody), které může být během celého života přijímáno bez zřetelného rizika pro zdraví. Hodnoty ADI jsou vyjadřovány obvykle v mg příslušné látky na kg tělesné hmotnosti na den.

Pesticidy se mohou dostat do podzemních vod, jestliže jejich rozpustnost ve vodě je větší než 20 mg/l, jejich sorpční koeficient v půdě je nižší než 300–500 cm³/g, poločas rozpadu v půdě je delší než 2 až 3 týdny a poločas rozpadu pomocí fotolýzy je delší než 3 dny. Druhou částí jsou výzkumy prováděné na pokusných zvířatech, které určují akutní a chronickou toxicitu, karcinogenitu, mutagenitu a teratogenitu účinky, vliv na plodnost a vliv na nervovou soustavu (Kizling, J. 2005; Nikonorow, M. et al. 1983; Nollet, L. 2007). WHO (World Health Organization) doporučuje rozdělení pesticidů do pěti tříd, a to na základě jejich letální dávky.

Tabulka 2 Rozdělení pesticidů podle jejich nebezpečnosti (WHO 2010)

Slovní hodnocení látek		LD50 pro laboratorního potkana [mg kg ⁻¹]	
		orálně	dermálně
Ia	extrémně nebezpečné	< 5	< 50
Ib	vysoce nebezpečné	5–50	50–200
II	středně nebezpečné	50–2000	200–2000
III	málo nebezpečné	> 2000	> 2000
U	pravděpodobně bezpečné	> 5000	> 5000

4.2.2 Fyzikálně – chemické vlastnosti pesticidů

Schopnost předvídat chování chemických látek v biologických a ekologických systémech do značné míry závisí na znalosti fyzikálně-chemických vlastností dané sloučeniny. Mezi důležité fyzikálně-chemické vlastnosti nejčastěji používané při hodnocení vlivu na životního prostředí patří teplota tání/varu, tlak nasycených par, různé rozdělovací koeficienty, rozpustnost ve vodě, Henryho konstanta, koeficient sorpce, bioakumulační faktor a difúzní vlastnosti.

Perzistence vyjadřuje poločas života, tzn. dobu, za kterou obsah látky v prostředí klesne na polovinu. Pesticidy mohou být dle poločasu života rozděleny do 3 kategorií:

- neperzistentní pesticidy* - poločas rozpadu je menší než 30 dnů (př.: malathion, dicamba)
- středně perzistentní pesticidy* - poločas rozpadu je 30 - 100 dnů (př.: benomyl, diuron)
- vysoce perzistentní pesticidy* - poločas rozpadu je více než 100 dnů (prometon) (Kerle et al. 1944)

I když se pesticidy aplikují dle zásad tzv. správné zemědělské praxe (GAP¹²), nelze vyloučit zasažení i jiných necílových organismů či kontaminaci jednotlivých složek životního prostředí.

Disociační konstanta (Ka) - vyjadřuje schopnost látky se disociovat ve vodním prostředí za normálních podmínek na ionty. Stupeň ionizace je ovlivňován faktory jako odpařování z vodního média, sublimace a fotolýza. S disociací se spojuje i sorpce na sedimenty a možnost bioakumulace (Hajšlová et al. 2005).

Půdní adsorpční koeficient (Koc) - udává, schopnost látky vázat se k organické složce půdy. Jestliže má sloučenina vysoké hodnoty půdního adsorpčního koeficientu, je její navázaná část na organickou složku půdní částice obtížně biodegradovatelná a imobilizovaná vůči pohybu v půdě a odpařování (Cremlyn, 1985). Nejpoužívanější adsorpční rovnováhou, která popisuje půdní adsorpci je Freudlichova a Langmuirova isoterma.

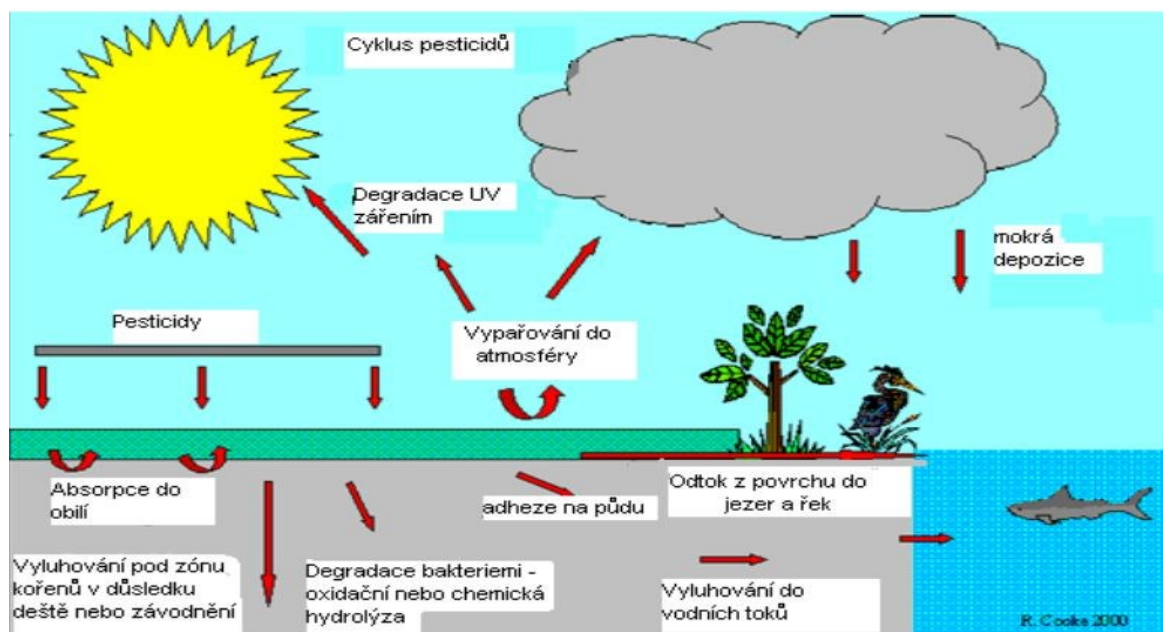
Biokoncentrační faktor (BCF) - se uvádí pro hydrofobní kontaminanty. Indikuje míru přechodu z vodního prostředí a biokoncentraci v organismu v lipidickém podílu (Hajšlová et al., 2005). V akvatickém prostředí vyjadřuje podíl koncentrace látky v biotě (cb) a celkové koncentrace látky ve vodě (cw) respektive koncentrace volně rozpuštěné látky ve vodě. Často se také upravuje vztahem na podíl tuku v biotě (y) (Mackay, D. et al 2000).

$$BCF = \frac{cb}{cw} = \frac{y}{1-y}$$

Pro terestrickou vegetaci existuje několik typů biokoncentračních faktorů v závislosti na studovaném kontaminantu a části rostliny. Vyjádřen je jako podíl koncentrace xenobiotika v nadzemní části rostliny a koncentraci v okolním vzduchu. Nebo také lze vyjádřit jako koncentrace v kořenu (nebo na povrchu kořene pro silně hydrofobní látky) dělená koncentrací v půdním substrátu. Často se také stanovuje podíl koncentrace látky v celé rostlině na koncentraci v půdě nebo ve vzduchu (Trapp, S. 2013).

Rozdělovací koeficient n-oktanol-voda (Kow) - indikuje hydrofobicitu daného pesticidu. Pesticidní látky s vysokou hodnotou rozdělovacího koeficientu se kumulují v tukových složkách (Hajšlová et al. 2004).

¹² GAP - standardy Good Agricultural Practice - soukromoprávní standardy pro správnou zemědělskou praxi.



Obrázek 7: Pohyb pesticidů v prostředí (Hajšlová et al. 2004)

Osud pesticidu v povrchové a podzemní vodě nebo v zemi je určen vztahem mezi retencí, transformací a transportním procesem. Sorpce ovlivňuje nejen tyto procesy ale i následně těkavost pesticidu, biodostupnost, degradaci a bioakumulaci. Pesticidy slabě adsorbované na půdní částice, mají vysokou mobilitu a představují tedy riziko kontaminace podzemních vod (Jacobsen, O. S et al. 1997). Velká adsorpce vede naopak k akumulaci pesticidu na volné či vázané částice v půdě, a snižuje jeho koncentraci ve vodě. To snižuje jeho biodostupnost, biologickou degradaci a pesticid je zadržován bez odbourání. Pomocí desorpce se poté stává pesticid přístupný k zpětnému vymytí do podzemní vody, k biotické či abiotické degradaci nebo transformaci (Tappe, W. et al. 2002). Příkladem pesticidů s velkým sklonem k sorpci mohou být triazinové pesticidy (atrazin, cyanazin), naopak nízké tendence k sorpci mají fenylmočovinné pesticidy (linuron, chlorbromuron).

4.2.2.1 Degradace pesticidů

Pesticidy včetně jejich metabolitů představují velké nebezpečí z hlediska vlivu na lidské zdraví i životní prostředí. Metabolity mnohých pesticidů jsou známými kontaminanty povrchových nebo podzemních vod a mohou být více toxické než mateřská látka. Proto je důležité pochopit osud pesticidů v životním prostředí (Kolpin, D.W. et al. 1996).

Degradace pesticidů probíhá dvěma cestami:

a) **biotickém prostředí** - za působení mikroorganismů

b) **abiotickém prostředí** - je ovlivňována světlem, přítomností vody (rozpuštěností), teplotou, pH i množstvím kyslíku (Caracciolo, A. B. et al. 2010; Jacobsen, O. S et al. 1997).

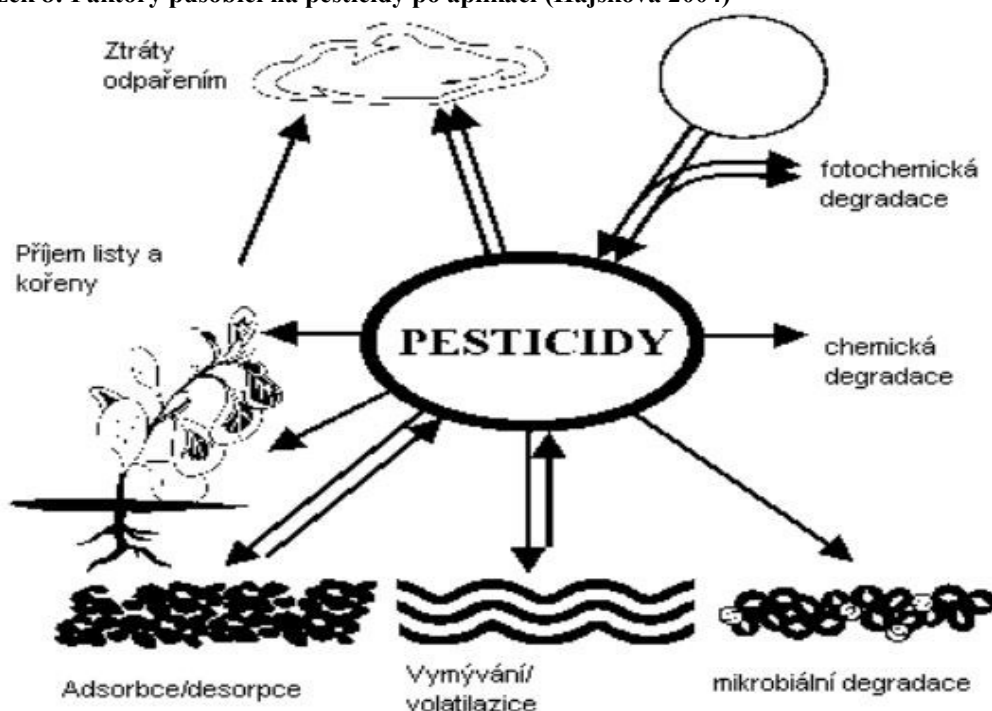
V biotickém prostředí zajišťují mikroorganismy degradaci, detoxikaci a deaktivaci xenobiotik dvěma biotransformačními fázemi. V první fázi biotransformace, která je katalyzovaná enzymy, dochází k zavedení polárních skupin, např. -OH, =O, -NH₂, a pesticid se tak stává polárnějším a tím rozpustnějším ve vodě. V druhé fázi biotransformace dochází ke konjugaci tohoto polárního metabolitu s kyselinou glukuronovou nebo glutathionem. Vznikající produkt je neaktivní a je posléze vylučován (Caracciolo, A. B. et al. 2010; Kvasničková, E. 1995). Některé mikroorganismy jsou dále schopny neaktivní pesticid mineralizovat a využít např. s-triazinový kruh jako zdroj dusíku (Ralebitso, T. K. et al. 2002).

V abiotickém prostředí hraje důležitou roli fotolýza, která je jednou z nejvýznamnějších procesů vedoucích k eliminaci pesticidů z prostředí, a hydrolýza, která je silně závislá na hodnotě pH prostředí (Caracciolo, A. B. et al. 2010). Obzvláště rychlá je při kyselém pH.

Pro degradaci pesticidu je důležitý především obsah kyslíku rozpuštěný ve vodě. Některé studie prokázali, že v anaerobních podmínkách je jejich rozklad velmi malý, oproti jejich rozkladu za aerobních podmínek (Jacobsen, O. S et al. 1997). Dalším faktorem ovlivňující degradaci je teplota vody, s klesající teplotou vzrůstá perzistence pesticidu (Caracciolo, A. B. et al. 2010; Jacobsen, O. S et al. 1997). Nízká teplota, anaerobní podmínky a nepřítomnost organismů vedou ke snížené degradaci pesticidů (Jacobsen, O. S et al. 1997). V jednotlivých složkách životního prostředí probíhá rozklad působením několika vlivů:

- a) fyzikálních (teplota, záření)
- b) chemických (oxidačně-redukční reakce, hydrolýza)
- c) biologických (činnost mikroorganismů)

Obrázek 8: Faktory působící na pesticidy po aplikaci (Hajšková 2004)



4.2.3 Dělení pesticidů

Klasifikace těchto látek je možná z různých hledisek, zohledňujících jejich chemickou strukturu, toxické účinky na organismy (cílové případně necílové), chování v prostředí apod. S ohledem k praktickému použití, lze pesticidy, resp. aktivní složky pesticidních přípravků nejčastěji rozdělit na zoocidy (přípravky určené k hubení živočichů), herbicidy (přípravky k hubení rostlin a plevelů), fungicidy (přípravky k ničení hub) a speciální látky, kam řadíme regulátory růstu nebo repelenty. Zoocidy dělíme na několik podskupin, na základě toho proti jakým živočichům jsou směřovány. V závorce jsou uvedeny příklady účinných látek z databáze pesticidů mající daný účinek (www.pesticideinfo.org).

1) Zoocidy:

- Insekticidy – přípravky k hubení hmyzu (acetamiprid, karbofuran, fosalon)
- rodenticidy – přípravky k hubení hlodavců (lindan, arsenité a zinečnaté sloučeniny)
- nematocidy – přípravky k hubení hád'átek (karbaryl, chlorpyrifos, forát)
- moluskocidy – přípravky k hubení měkkýšů (thiodikarb, methiokarb, fosforečnan železnatý)
- akaricidy – přípravky k hubení roztočů (chlorpyrifos, lindan)

f. baktericidy – přípravky k ničení bakterií (dusičnan amonný, chloramin, morfolin, chinolin)

2) Herbicidy (dichlorfenoxyoctová kyselina, atrazin, chloridazon, diuron)

3) Fungicidy (kaptan, dinokap, tebukonazol)

Pesticidy dělíme na základě povahy účinné látky, kterou obsahují (Caracciolo, A. B. et al, 2010). Příklady účinných látek jsou uvedeny v závorce (www.pesticideinfo.org):

- a) Organofosfátové pesticidy a jejich metabolity (chlorpyrifos, dimethoát, forát)
- b) Močovinné (diuron, isoproturon, chloroturon)
- c) Dinitroanilinové
- d) Karbamáty (fenoxycarb, karbofuran, karbaryl)
- e) Pyretroidy (cypermethrin, bifenthrin, deltamethrin)
- f) Pesticidy na bázi glyfosátu (glyfosát, AMPA)
- g) Triazinové pesticidy a jejich metabolity (atrazin, desethylatrazin, desisopropylatrazin, cyanazin, terbutylazin, simazin)
- h) Chloracetanilidové pesticidy a jejich metabolity (acetochlor, acetochlor ESA, Acetochlor OA, acetochlor OA, alachlor, metolachlor, metolachlor (S))
- i) Fenoxalkanové kyseliny
- j) Kvarterní amoniové soli
- k) Neonikotinové pesticidy

Pesticidy dále můžeme rozdělit podle způsobu jejich působení na ošetřovaný organismus na:

1) Kontaktní – účinná látka neproniká do rostlinné tkáně a zůstává na povrchu pouze na místech, kam dopadla při aplikaci (DDT, dikvat)

2) Systémové – pronikají kutikulou do buněk a jsou rozváděny cévním systémem. Aplikace systémových pesticidů je dokonalejší, ale systémové přípravky jsou náchylné ke vzniku rezistence (glyfosát, terbutylazin)

3) Kombinované přípravky – obsahují jak kontaktní, tak systémovou látku

4.2.4 Metabolity relevantní versus nerelevantní

Ještě před uvedením výrobku do oběhu je nutné provést posouzení relevantních a nerelevantních metabolitů účinných látek přípravků na ochranu rostlin. Provádí se dle metodického dokumentu Sanco/221/2000-rev.10 z 25. února 2003. Jde o postup, kterým se určí,

zda je metabolit relevantní nebo nerelevantní po posouzení kritérií biologické aktivity, genotoxicity a toxikologického nebezpečí. Tento dokument také slouží jako vodítko pro zařazení účinných látek na seznam schválených účinných látek „Prováděcí nařízení komise EU č. 540/2011 ze dne 25. května 2011“. Dle „Nařízení Evropského parlamentu a rady (ES) č. 1107/2009 ze dne 21. října 2009“, mohou být na seznam registrovaných účinných látek zařazeny takové látky, jestliže se očekává, že přípravky na ochranu rostlin obsahují účinnou látku, která nemá škodlivé účinky na podzemní vodu. Principem posouzení je, že metabolit nebo degradační produkt je považován za relevantní, pokud zde je důvod předpokládat, že má srovnatelné vlastnosti jako účinná látka z hlediska cílové biologické aktivity, nebo pokud má nějaké toxikologické vlastnosti, které jsou považovány za závažné (genotoxické, toxické pro reprodukci, karcinogenní, toxické nebo velmi toxické). Podle nařízení č. 1107/2009 musí být při registraci provedeno několik studií na metabolismus účinné látky v různých životních podmínkách, za kterých se tvoří degradační produkty. Pro posouzení rizik účinných látek a jejich metabolitů jsou velmi důležité informace o průběhu metabolismu, jeho rychlosti a kinetice. Zda látka nebyla posouzena a její výskyt se zjistí až při analýze např. v pitných vodách, již se posuzuje dle Směrnice EU 98/83/ES a Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1107/2009, o uvádění přípravků na ochranu rostlin na trh a prováděcí vyhláška č. 252/2004 Sb. Dále byla vydána metodika Guidance document on the assessment of the relevance of metabolites in groundwater of substances regulated under Council directive 91/414/EEC, ze které SZÚ zpracoval v červenci 2014 Metodické doporučení SZÚ – Národního referenčního centra pro pitnou vodu pro hodnocení relevantnosti metabolitů pesticidů v pitné vodě (SZÚ-2466/2014), které vychází z metodiky, kterou vydala v roce 2003 Evropská komise pro hodnocení relevantnosti metabolitů látek v podzemní vodě. V doporučení je popsán praktický postup: Zjištění relevantnosti metabolitů – informace ÚKZÚZ, pokud nebyl posouzen, hodnocení provádí Státní zdravotní ústav - Oddělení chemické bezpečnosti. Hodnocení zdravotních rizik nálezů v pitné vodě provádí pro nerelevantní - SZÚ - Oddělení hygieny vody - všeobecně platný limit pro pitnou vodu, pro relevantní – SZÚ - Oddělení hygieny vody a osoby autorizované v hodnocení zdravotních rizik expozice chemickým látkám v prostředí - hodnota platná pro konkrétní vodovod.

Tabulka 3 Seznam posouzených nerelevantních metabolitů pesticidů a jejich doporučené limitní hodnoty v pitné vodě: (www.mzcr.cz)

Název pesticidní látky	Název nerelevantního metabolitu	Doporučená limitní hodnota metabolitu	Datum stanovení	Poznámka
Chloridazon (CAS 1698-60-8)	Chloridazon-desphenyl (CAS6339-19-1) a Chloridazon-desphenyl-methyl (CAS17254-80-7)	6 µg/l* (platí pro sumu obou látek)	11.7.2014	*) za předpokladu, že hodnota mateřské látky chloridazon bude méně než 0,1 µg/l
S-Metolachlor (**) (CAS 87392-12-9)	Metolachlor sulfonic acid (ESA) (CAS 171118-09-5)	6 µg/l*	24.3.2015	*) za předpokladu, že hodnota mateřské látky metolachlor (S-Metolachlor) bude méně než 0,1 µg/l
S-Metolachlor (**) (CAS 87392-12-9)	Metolachlor oxanilic acid (OA) (CAS 152019-73-3)	6 µg/l*	29.7.2015	*) za předpokladu, že hodnota mateřské látky metolachlor (S-Metolachlor) bude méně než 0,1 µg/l
Metazachlor (CAS 67129-08-2)	Metazachlor sulfonic acid (ESA) (CAS 172960-62-2)	5 µg/l*	22.5.2015	*) za předpokladu, že hodnota mateřské látky metazachlor bude méně než 0,1 µg/l

Tabulka 4 Seznam posouzených nerelevantních metabolitů pesticidů a jejich doporučené limitní hodnoty v pitné vodě: (www.mzcr.cz)

Název pesticidní látky	Název nerelevantního metabolitu	Doporučená limitní hodnota metabolitu	Datum stanovení	Poznámka
Metazachlor (CAS 67129-08-2)	Metazachlor oxanilic acid (OA) (CAS 1231244-60-2)	5 µg/l*	29.7.2015	*) za předpokladu, že hodnota mateřské látky metazachlor bude méně než 0,1 µg/l
Alachlor (CAS 15972-60-8)	Alachlor ethanesulfonic acid (ESA) (CAS 142363-53-9)	1 µg/l*	22.5.2015	*) za předpokladu, že hodnota mateřské látky alachlor bude méně než 0,1 µg/l
Alachlor (CAS 15972-60-8)	Alachlor oxanilic acid (OA) (CAS 171262-17-2)	1 µg/l*	23.11.2015	*) za předpokladu, že hodnota mateřské látky alachlor bude méně než 0,1 µg/l
Atrazin (CAS1912-24-9)	Atrazin-2-hydroxy (CAS 2163-68-0)	2 µg/l*	23.11. 2015	*) za předpokladu, že hodnota mateřské látky (atrazin) bude v rámci stanoveného limitu, čili méně než 0,1 µg/l.

(**) Běžně používaná analytická metoda není schopna rozlišit, zda se jedná formu S-Metolachlor (CAS 87392-12-9) nebo Metolachlor (CAS 67129-08-2). Protože se již ale řadu let v pesticidních přípravcích používá výhradně S-Metolachlor, můžeme odůvodněně předpokládat, že stanovovaná látka je S-Metolachlor.

4.2.5 Přehled spotřeby používaných pesticidů

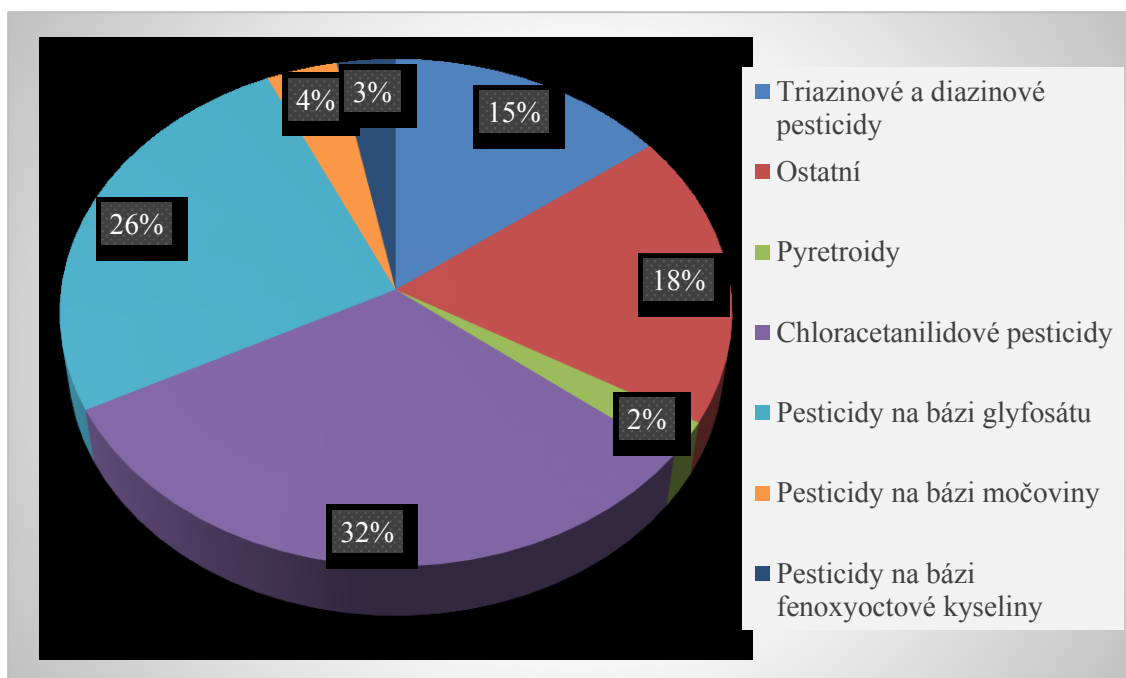
Obecně je v zemědělství v ČR používáno cca 250 účinných látek. Druhy těchto látek se liší podle převahy pěstovaných plodin na specifickém území, v jednotlivých rocích i podle seznamu povolených látek na ochranu rostlin. Z celkového seznamu látek patří šest používaných pesticidů v České republice do seznamu prioritních látek, kterým musí být věnována

zvýšená pozornost. Patří sem: alachlor, atrazin, chlorpyrifos, isoproturon, simazin a trifluralin. Pro životní prostředí nebezpečné látky (ještě vyšší kategorie nebezpečnosti) jsou především atrazin, chlorpyrifos, trifluralin. Další relevantně nebezpečné látky, které se v současné době používají, jsou hexazinon a terbutryn. Mezi dalšími nebezpečnými látkami zejména, pro hydrosféru, které se podle ÚKZÚZ nyní nepoužívají jsou pesticidní látky aldrin, dieldrin, endrin, isodrin, DDT, α -HCH, β -HCH, γ -HCH (lindan), atrazin a od začátku roku 2015 také glyfosát. Prakticky se tyto látky objevují v stále měřitelných koncentracích ve složkách životního prostředí (www.panuk.org/pestnews/index.htm)

Česká republika je jedna z mála zemí, ve které funguje oznamovací systém v používání prostředků na ochranu rostlin (Neumeister, L., et al.). Fyzické i právnické osoby používající přípravky na ochranu rostlin při podnikání, jsou povinny vést evidenci jejich použití. Evidenční doklady musí být uchovány nejméně 5 let a musí být poskytnuty ÚKZÚZ¹³ na její žádost (Zákon č. 326/2004 Sb.¹⁴). ÚKZÚZ (dříve Státní rostlinolékařská správa „SRS“) na svých webových stránkách poté vždy zpětně za rok zveřejňuje spotřeby přípravků na ochranu rostlin. V této databázi však nejsou uvedeny a ani nemají povinnost hlásit používání přípravků na ochranu rostlin výměry pod 10 ha, lesní hospodaření, spotřebitelé v soukromých sadech, údržba domů, silnic (nátěry) a železnic, atd.

¹³ ÚKZÚZ – Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.

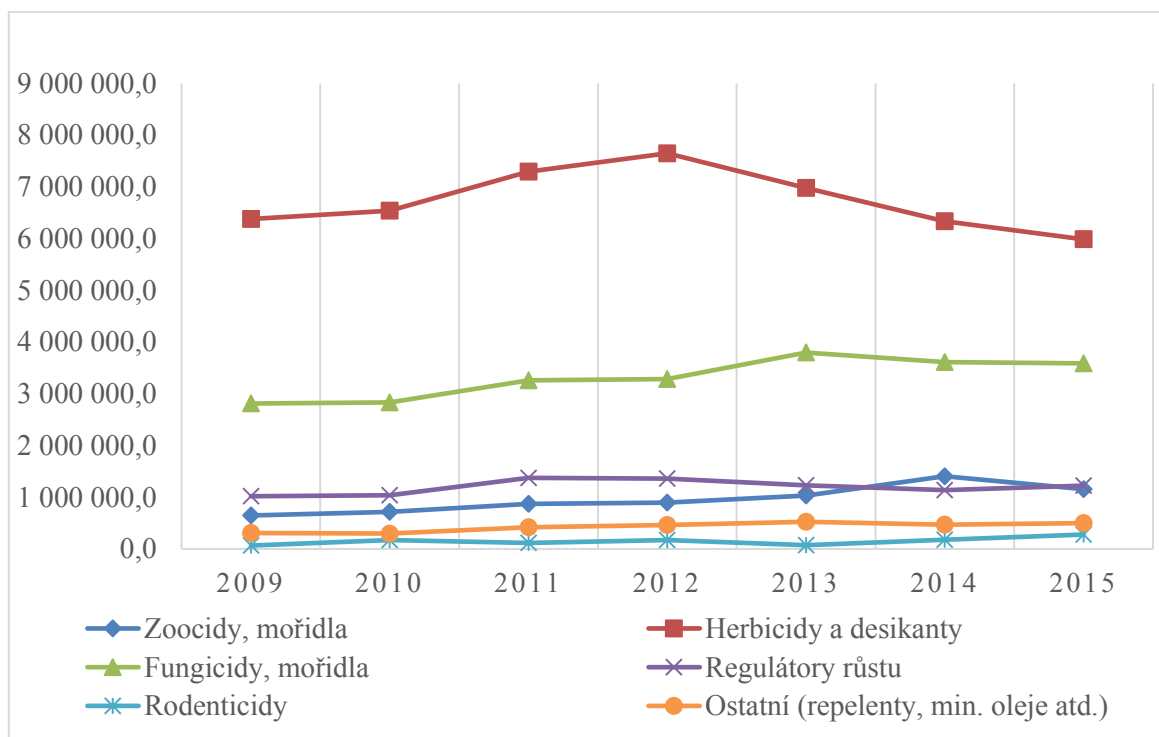
¹⁴ Zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů.



Graf 8 Rozdělení účinných látek podle skupin v okrese Svitavy v roce 2014 (kg,l) (www.ukzuz.cz).

Z dat uvedených ÚKZÚZ, patří dlouhodobě k nejpoužívanějším skupinám pesticidů na bázi glyfosátu, chloracetanilidové, triazinové a diazinové pesticidy. Toto dokazuje i graf rozdělení účinných látek podle skupin v okrese Svitavy v roce 2014 (kg,l) (Graf 8) (<http://eagri.cz>). Nejčastěji se na zemědělské půdě v okrese Svitavy pěstují zástupci plodin obiloviny a olejnin.

Následující graf se zaměřuje na trend spotřeby vybraných nejpoužívanějších skupin účinných látek za posledních 6 let (Graf 9) (Ústřední kontrolní a zkušební úřad zemědělský: *Spotřeba přípravků na ochranu rostlin (POR) v roce 2009-2015*. (<http://eagri.cz>). Nejčastěji používané přípravky na ochranu rostlin jsou ze skupiny herbicidy a desikanty a fungicidy, mořidla.



Graf 9 Spotřeba přípravků na ochranu rostlin (POR) v České republice v letech 2009-2015 (kg,l)
(www.ukzuz.cz)

Z grafu vyplývá, že herbicidy i fungicidy mají stabilní spotřeby. Zoocidy a mořidla ale zaznamenaly v roce 2014 nárůst. To má jistě souvislost se zvyšující se spotřebou organofosfátových pesticidů, jejichž zástupci často patří mezi insekticidy (Thurman, E. M., et al. 1992). Pokles produkce zoocidů v roce 2009 zřejmě způsobily zákazy používání některých zástupců karbamátů i organofosfátů, za což může rozhodnutí Komise 2007/415/ES nezařadit, resp. vyřadit se Seznamu účinných látek karbofuran a karbosulfan (Státní rostlinolékařská správa: *Věstník 2011*). K tomuto rozhodnutí vedla Komisi obava z důsledků expozice spotřebitelů i ŽP těmito látkami a jejich metabolity (Rozhodnutí Komise 2007/415/ES; Rozhodnutí Komise 2007/416/ES). Karbofuran totiž patří mezi látky s vysoce toxickým účinkem na lidské zdraví, karbosulfan patří mezi středně toxické látky (www.pesticideinfo.org)

4.2.6 Možnosti stanovení pesticidů a jejich degradačních produktů

K detekci a identifikaci reziduí pesticidů v různých matricích je využitelné velké množství laboratorních analytických metod. Tyto se však do značné míry liší v kvalitě informací, které mohou poskytnout. Lze použít relativně rychlé a jednoduché metody, které odhalí potencionální přítomnost rizikových látek, avšak již nejsou schopné podat další údaje

např. o množství a charakteru těchto sloučenin. Naproti tomu jsou také využitelné některé sofistikované analytické techniky, které podají velmi dobrý přehled o stanovované látce, ale nevýhodou jsou vyšší náklady. Pokroky v oblasti instrumentace (směřování k miniaturizaci, automatizaci, uplatnění netradičních detekčních a konfirmačních principů) současně s neustále se rozšiřujícím spektrem pesticidních sloučenin a snižujícími se hodnotami hygienických limitů vyvolávají potřebu další optimalizace stávajících a zavádění nových analytických postupů. Předpokladem naplnění tohoto cíle je ovšem komplexní znalost jak vlastností sledovaných sloučenin a složení matric, ve kterých se nacházejí, tak i poznání předností, ale i limitujících faktorů jednotlivých technik, které jsou v reziduální analýze aplikovány (Yokley, R. A. et al. 2002).

Pesticidy se ve vzorcích vody většinou vyskytují v menších koncentracích, než vyžaduje přímé stanovení, a proto je nezbytné analyty předem zkoncentrovat. Nejběžnější způsob izolace těchto látek spočívá v jejich extrakci vhodným organickým rozpouštědlem, případně směsí rozpouštědel. Za úspěšnou izolační techniku považujeme takovou, která je schopná izolovat dané pesticidy s výtěžností blížící se 100 % a obsahující co nejmenší množství koextrahovaných látek izolovaných současně z matrice. Nejběžnější rozpouštědla používaná pro analýzu pesticidů jsou methanol, acetonitril, aceton, ethylacetát a hexan. Po extrakci je většinou nutné odstranit přirozené komponenty vzorku koextrahované spolu s analyty, např. pomocí gelové permeační chromatografie, adsorpční chromatografie nebo extrakce tuhou fází. Pro vlastní identifikaci a kvantifikaci pesticidů se používají různé separační techniky. V této práci bude pro identifikaci vybraných pesticidů použita plynová i kapalná chromatografie v kombinaci s vhodným detektorem (Popl, M., et al. 1999; Kirchner, M., et al. 2003).

4.2.6.1 Extrakční techniky

Extrakce - kapalný vzorek - **LLE** (extrakce z kapaliny do kapaliny – princip extrahovat složku z vodného roztoku do organického rozpouštědla, nevýhodou jsou velké spotřeby rozpouštědel a časová náročnost) – použití u herbicidů (typu triazinu, některé deriváty močoviny), insekticidy (na bázi chlorovaných uhlovodíků), atd. (Popl, M., et al. 1999; Nollet, L. 2007; Klouda, P. 2003)

- **SPE** (extrakce na pevnou fázi, princip – vzorek vody je protlačen přes sorpční kolonku s vhodným

sorbentem, nejčastěji používána metoda) (Popl, M. 1999; Jordan; Klouda, P. 2003)

- SPME (mikroextrakce pevnou fází)
- SBSE
- pevný vzorek
 - extrakce Soxhlet
 - PSE
 - MAE
 - SFE
 - MSPD
 - QuEChERS
 - USE

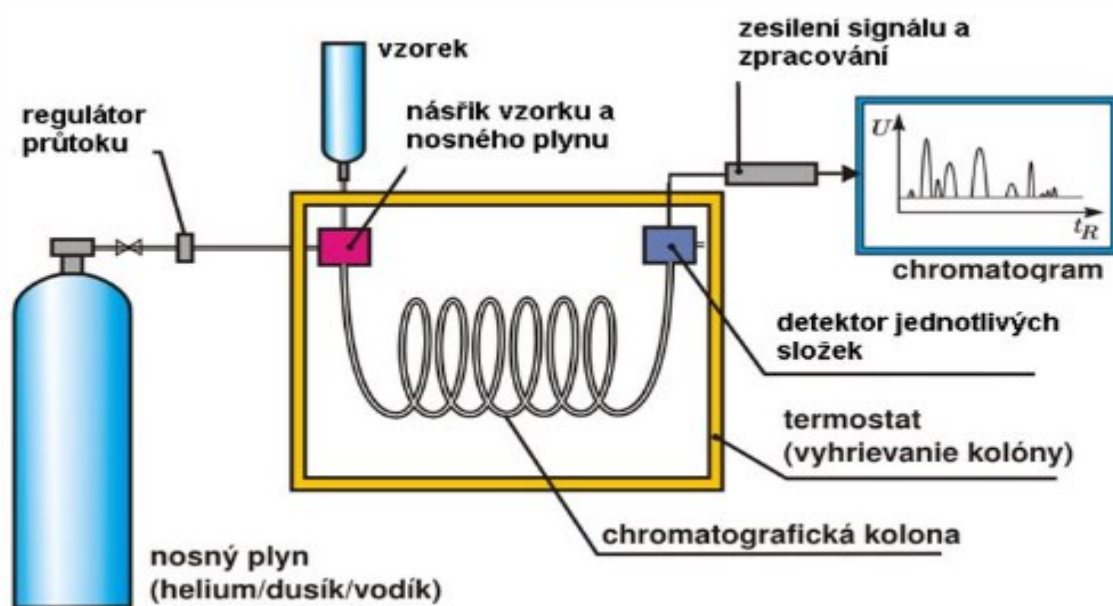
4.2.6.2 Vlastní separační metoda

4.2.6.2.1 Plynová chromatografie

K dispozici je široké spektrum metod pro stanovení nejrůznějších pesticidů ve vodách. Většina z nich je založena na kombinaci plynové nebo kapalinové chromatografie s vhodným typem detekce. Hlavními přednostmi této metody jsou rychlost, vysoká separační účinnost a možnost spojení se selektivními detektory. Její použití je však omezeno na látky těkavé při pracovních teplotách této techniky, tj. na látky s teplotou varu cca do 400 °C. Podmínkou je, aby se tyto látky při vypařování nerozkládaly. V některých případech lze plynovou chromatografií stanovit i látky, které nesplňují tato kritéria, pokud je vhodným způsobem derivatizujeme. Mezi pesticidy dobře stanovitelné touto technikou patří organochlorované pesticidy (Geerdink, R. et al. 2002) a triazinové herbicidy (Liška, I. et al. 1996). Naopak mezi pesticidy, které nelze díky jejich fyzikálněchemickým vlastnostem (polarita, termolabilita) stanovit plynovou chromatografií přímo, a to bez derivatizace, patří karbamátové pesticidy. Přímá GC analýza těchto sloučenin vede k jejich rozkladu během nástřiku nebo v koloně. Kromě vyšší teplotní stability může derivatizace karbamátů přinést i další výhody. Pokud je k detekci používán ECD detektor, je možné do molekuly analytu zavést atomy halogenů, které značně zvyšují citlivost tohoto detektoru. K pesticidům obtížně stanovitelným

plynovou chromatografií patří rovněž močovinné herbicidy, které se teplotou rozkládají na příslušné isokyanáty a alifatické aminy (Liška, I. et al. 1996).

Nezastupitelný význam v analýze pesticidů má spojení plynového chromatografu s hmotnostním spektrometrem (GC/MS a GC/MS/MS). Toto spojení je nepostradatelné zejména tam, kde se provádí identifikace neznámých složek ve vzorku, protože při spojení GC/MS lze pro každou separovanou složku získat hmotnostní spektrum a identifikovat ji porovnáním jejího spektra s knihovnou spekter (Volka, K. et al. 1995). V analýze pesticidů má velký význam, a proto je velice vhodné pro monitorování čistoty složek životního prostředí (Tekel, J. et al. 2005).



Obrázek 9 Schéma plynové chromatografie (Melečková 2009)

4.2.6.2.2 Kapalinová chromatografie

4.2.6.2.2.1 Vysokoúčinná kapalinová chromatografie (HPLC)

Metoda stanovení pomocí vysoce účinné kapalinové chromatografie s hmotnostně spektrometrickou detekcí – highperformance liquid chromatography/massspectrometry (HPLC-MS) je v porovnání např. s kapalinovou chromatografií s UV – VIS detekcí složitější metodou. K dělení složek směsi dochází na kolonách, na základě fyzikálně - chemických vlastností. Vysoký stupeň separace, je zajištěn také vhodnou stacionární fází, která se skládá z malých částic o definované velikosti, má vysokou hustotu, homogenitu a také velký hydrodynamický odpor. Průtok mobilní fáze systémem je zajištěn čerpadlem, které pracuje se

za vysokého tlaku (desítky MPa). Detekce je provedena pomocí hmotnostních detektorů, které nám udají informace o jednotlivých strukturách látek v hmotnostním spektru (Opekar 2003, Štulík 2005, Swartz 2007).

4.2.6.2.2.2 Ultra rychlá kapalinová chromatografie (UPLC)

Analyt může být separován pomocí dělicího systému, který se skládá z několika částí. Vyhřívané UPLC kolony mohou být vybavené C 18 reverzní fází ohraničenou substrátem etylenu (BEH). Jako mobilní fáze se používá voda, acetonitril či jiné přísady. Tyto SPE-UPLC-MS/MS metody mohou být použity pro rutinní analýzy pesticidů, které se v životním prostředí ve vodě nachází ve stopových množstvích a pro stanovení nových pesticidů, které v současné době nejsou ještě analyzovány (Gervais 2008, p. 163 - 172).

4.2.6.2.2.3 Detektory pro vysokoúčinnou kapalinovou chromatografii

Detektorem může být spektrofotometrický detektor (UV/VIS), který měří absorbanci eluátu. UV/VIS detektor s diodovým polem nám umožní zaznamenat v reálném čase celé spektrum chromatografické separace. Rozlišení detektoru určuje počet fotodiod. Při této metodě lze detekovat analyt při libovolné vlnové délce a poté porovnávat spektra s knihovnou spekter. Některé spektrofotometrické detektory mohou mít fixní vlnovou délku. Jako zdroje záření se při těchto metodách používají kadmiové, rtuťové nebo zinkové výbojky (Cvačka 2010). Jinou možnost detekce představují fluorescenční detektory měřící emisní záření, tedy sekundární záření, jež vyzařuje látka po absorpci excitačního (primárního) elektro-magnetického záření, což způsobuje přechod molekul ze základních stavů do stavů s vyššími vibračními hladinami. Absorbovaná energie molekulou je poté vyzářena jako fluorescence, pokud se jí molekula nezbaví jinou možností. Emitované záření mívá vyšší vlnovou délku než záření excitované (Cvačka 2010).

4.2.7 Analýza pesticidů v zahraničí

Současná práce popisuje automatizované metodiky založené na online pevné fázi extrakce-kapalinová chromatografie-elektrospray-tandemové hmotnostní spektrometrie (online SPE-LC-ESI-MS / MS) pro stanovení 22 středně až vysoce polárních pesticidů v podzemních vodách a její aplikace na analýzu 133 vzorků odebraných z různých zvodní Kata-

lánska (NE Španělsko), v oblastech, kde je významná zemědělská praxe. Koncetrovaný vzorek se provádí průchodem 5 ml vzorku prostřednictvím PLRPs kazety (pro analýzu 16 pesticidů měřených v pozitivní ionizační mód), a prostřednictvím Hysphere-Resin GP kazet (pro analýzu šesti pesticidů měřených v negativní ionizaci).

Další stanovení pomocí kapalinové chromatografie s hmotnostním detektorem (LC-MS/MS) byla provedena na vybraném multi monitorovacím režimu (SRM) zaznamenáním dvou SRM přechody na sloučeniny, čímž se získá čtyři identifikační body. Metodika umožňuje stanovení cílových sloučenin na pg nebo nízká ng L-1 úrovni s uspokojivou přesností (relativní směrodatné odchylky nižší než 16%) a (procentech obnovy vyšší než 75%) přesnost a je vhodný i pro běžnou kontrolu. Její aplikace na různých vzorků podzemní vody z Katalánska odhalilo, simazin, diuron a atrazin (přítomný ve více než 70% vzorků), jak je nejrozšířenějších sloučenin. Přibližně 16% zkoumaných vzorků měli jednotlivé stupně pesticidů nad 100 ng L-1 a 7% prezentovaných hladinami celkového pesticidů nad 500 ng L-1. Koncentrace vyšší než 100 ng L-1 byly zjištěny u všech triazinů, cyanazin se fenylnmočoviny diuron, linuron a chlortoluron, cílová chloracetanilidy alachlor a metachlor, a organofosfatového dimethoát během několika vzorků. Tři a osm z 16 sledovaných útvarů podzemních vod představila celkovou hladinu pesticidů převyšující normy EU v oblasti kvality, pokud jde o individuální a celkové koncentrace pesticidů, 100 a 500 ng L-1 (POSTIGO et al. 2010).

5 VYHODNOCENÍ VÝSKYTU PESTICIDŮ V ZÁJMOVÉM ÚZEMÍ

Historicky se v pitné vodě sledovaly vybrané látky anorganické, které se tam prokázaly (kvantitativně stanovily) nebo nikoliv, ale žádný stav mezi tím v podstatě nepřicházel v úvahu. Podobně to bylo také u prvních specifických organických látek, které se začaly v pitné vodě od 70. – 80. let dvacátého století sledovat – zčásti proto, že byly velmi perzistentní, zčásti proto, že se o jejich rozkladu v prostředí vědělo jen omezeně či chyběly analytické prostředky k detekci degradačních produktů. Do roku 1990 se pesticidy v pitné vodě sledovaly jen výjimečně, v rámci výzkumných úkolů. K rutinnímu sledování se přistoupilo po roce 1991, když vstoupila v platnost ČSN 75 7111. Ta předepisovala monitorovat deset definovaných pesticidních látek: 2,4-D, DDT, HCP, heptachlor, HCH, methoxychlor, pentachlorfenol, (tetrachlormethan), 2,4,5- a 2,4,6-trichlorfenol.

Situace se změnila a pro výrobce vody zkomplikovala od roku 2001, kdy se do české legislativy transponovala směrnice Rady 98/83/ES o jakosti vody určené pro lidskou spotřebu. Ve vyhlášce na pitnou vodu (č. 376/2000 Sb., od roku 2004 pak č. 252/2004 Sb.) se ve shodě se směrnicí objevil ukazatel „Pesticidní látky“ (a „PL celkem“) s vysvětlivkou: „Stanovují se pouze pesticidy s pravděpodobným výskytem v daném zdroji“. Aby se nemohl provozovatel vyhnout této povinnosti s vysvětlením, že on žádné pesticidy ve svém zdroji nepředpokládá (aniž by to byl schopen nějak odůvodnit), byla tato věta později doplněna: „Stanovují se pouze pesticidy s pravděpodobným výskytem v daném zdroji, nestanovení pesticidních látek se zdůvodní.“ Problémem pro provozovatele vodovodů při naplňování tohoto ustanovení je, že nemají zákonem stanovené žádné právo se k potřebné informaci (jaké pesticidy byly v oblasti jejich zdrojů a kdy aplikovány a tudíž je jejich výskyt pravděpodobný) dostat. Mohou sice oslovit hospodařící subjekty v oblasti zdrojů, ale ty jim vůbec nemusí odpovědět. Snaha získat cílenou informaci od SRS (ÚKZÚZ) se ukázala jako marná, protože jejich systém sběru informací byl vytvořen za jiným účelem.

Protože provozovatelé nemají přístup k informacím o látkách aplikovaných v poslední době v oblasti jejich zdrojů surové vody, řeší to obvykle tak, že požádají laboratoř, aby stanovila „nějaké pesticidy“. Laboratoř stanoví nějaké pesticidní látky, které umí stanovit a jejich počet je pro provozovatele finančně únosný – od 5 až do cca 30, výjimečně více látek především se jednalo pouze o mateřské látky. Když ve vodě tyto látky nenajdou nebo nepřesahují limit, považují to provozovatelé za důkaz, že voda je z hlediska pesticidních látek

v pořádku. U cca 70 % látek jsou všechny nálezy pod mezí stanovitelnosti, u zbytku je více než 90 % nálezů pod tuto mez. Mezi širokým spektrem analyzovaných látek se stále ještě objevují „staré“ pesticidy, obsažené v již neplatné ČSN 757111 Pitná voda a již po desetiletí zakázané.

5.1.1 Problémy s metabolity

Směrnice 98/83/ES i vyhláška č. 252/2004 Sb. ve znění pozdějších předpisů shodně rozumí pod pesticidy „organické insekticidy, herbicidy, fungicidy, nematocidy, akaricidy, algicidy, rodenticidy, slimicidy, příbuzné produkty (např. regulátory růstu) a jejich relevantní metabolity, rozkladné nebo reakční produkty“ (tučně vyznačené slovo „relevantní“ bylo do české legislativy doplněno až v roce 2014 – a to vyhláškou č. 83/2014 Sb., která s účinností od května 2014 novelizovala vyhlášku č. 252/2004 Sb.).

Pojem „relevantní“ (metabolit) však není ve směrnici 98/83/ES nijak definován a přes opakované naléhání některých členských zemí EU, které se datuje již před rok 2004, Evropská komise (DG Environment) nikdy k této otázce nezaujala žádné stanovisko. Výsledkem je velmi rozdílný přístup mezi jednotlivými členskými zeměmi – zatímco některé země považují za relevantní všechny metabolity, jiné jen některé, přičemž kritéria nejsou ani jednotná, ani vždy transparentní.

Dělení metabolitů na relevantní a nerelevantní má určité opodstatnění, protože některé metabolity pesticidů jsou stejně toxické jako jejich mateřské látky, zatímco jiné jsou nebezpečné jen velmi málo – vždyť konečnými metabolity (rozkladnými produkty) mnoha pesticidů jsou např. voda a oxid uhličitý.

Na základě změny v legislativě byl ze strany orgánu ochrany veřejného zdraví zaujat jiný postup a náhled na problematiku výskytu a zjištění pesticidů v podzemních vodách. Ve spolupráci s ČHMÚ a jejich daty monitoringu podzemních vod se situuje i rozsah monitoringu vody pro lidskou potřebu (primární data jsou k dispozici u autora).

5.2 Odběr vzorků

Rozšířený průzkum ze strany dozorového orgánu Pardubického kraje má počátek od roku 2015. V průběhu roku 2014 po upozornění Krajské hygienické stanice Jihomoravského kraje a Pardubického kraje při dozoru státního zdravotního dozoru začali Brněnské

vodárny a.s. přepracovávat zastaralý rozsah stanovování PES látek a od r. 2015 již probíhá skoro kompletní možný rozsah stanovení PES, který vychází i z monitoringu ČHMÚ.

Samotné stanovení rozborů vzorků je prováděno subdodávkou u akreditované laboratoře ALS, Czech Republic, s.r.o., Na Harfě 336/9, Praha 9 - Vysočany. Rozbory při dozoru pro Krajskou hygienickou stanici jsou smluvně zajištěny u ZÚ se sídlem v Ostravě, pracoviště Olomouc a Ústí nad Labem, pracoviště Hradec Králové.

Odběry a rozsah vzorků pitné vody ze zdrojů podzemních vod, které slouží jako zdroj hromadného zásobování pitnou vodou města Brna a Březová nad Svitavou, prováděny jsou z odběrných míst pro koncového uživatele (vodojemy, objekty rodinných domů a objekty pro veřejnou potřebu – ZŠ, MŠ, zdravotní střediska, OÚ, atd.). Pitná voda v odběrových místech byla stáčena do skleněných vzorkovnic z tmavého skla o objemu 1000 ml. Vzorkovnice se plní po hrdlo a mezi stanoveními byli uskladněny v chladném a temném místě.

Celkem bylo v roce 2014 odebráno 12 vzorků pitné vody z odběrných míst Brno-sever - Černá Pole, Brno-sever - Halasovo nám., II. březovský přivaděč - vodojem Březová, přítok do vodojemu I. březovský přivaděč - vodojem Březová, přítok do vodojemu Brno-sever - Soběšická, vodojem Holé hory 2. pásmo - výtok, II. březovský přivaděč-sběrná studna.

V roce 2015 bylo odebráno celkem 15 vzorků pitné vody z různých odběrných míst Brno-sever - Halasovo nám, Březová nad Svitavou - II. březovský přivaděč, evakuační stanice-sběrné studny 1-28, Brno-sever - Černá Pole, I. březovský přivaděč - vodojem Březová, přítok do vodojemu II. březovský přivaděč, vodojem Březová, přítok do vodojemu II. březovský přivaděč-odtok z vodojemu Březová, II. březovský přivaděč-sběrná studna Brno-sever - Soběšická, vodojem Holé hory 2. pásmo - výtok.

V roce 2016 bylo odebráno celkem 12 vzorků na odběrových místech II. březovský přivaděč, vodojem Březová, přítok do vodojemu II. březovský přivaděč-sběrná studna, Brno-sever - Halasovo nám., I. březovský přivaděč - vodojem Březová, přítok do vodojemu II. březovský přivaděč-odtok z vodojemu Březová Březová nad Svitavou, II. březovský přivaděč, evakuační stanice-sběrné studny 1-28, Brno-sever - Soběšická, vodojem Holé hory 2. pásmo - výtok.

5.3 Analýza analytů

Rozšíření analýz pitné vody na širší škálu pesticidních látek vedlo i v našem Pa kraji k řadě pozitivních nálezů, které se týkají zejména nerelevantních metabolitů. Zdaleka zatím

2017

nejsou analyzovány všechny, které se ve vodě mohou vyskytovat, a ještě násobně to platí pro jejich metabolity – pozitivní nález tedy nelze zúžit pouze na nalezenou látku a její zdravotní riziko (a uspokojit se tím, že nalezený nerelevantní metabolit nepřesáhl doporučenou hodnotu SZÚ), ale je indicií, že zdroj vody je zranitelný a kvalita vody je ovlivněna používáním přípravků na ochranu rostlin. V roce 2015 i 2016 bylo stanoveno celkem cca do 48 analytů (relevantní i nerelevantní pesticidy včetně jejich metabolit), v každém vzorku úplných rozborů, které jsou zadány v informačním systému pitné vody. Samotný průzkum je zaměřen na kvalitu vody v jednotlivých zdrojích I. březovský vodovod, II. březovský vodovod a zářezy Březová nad Svitavou. Každý další nový rok se seznam stanovených pesticidů aktualizuje a rozšiřuje.

5.3.1 Limity

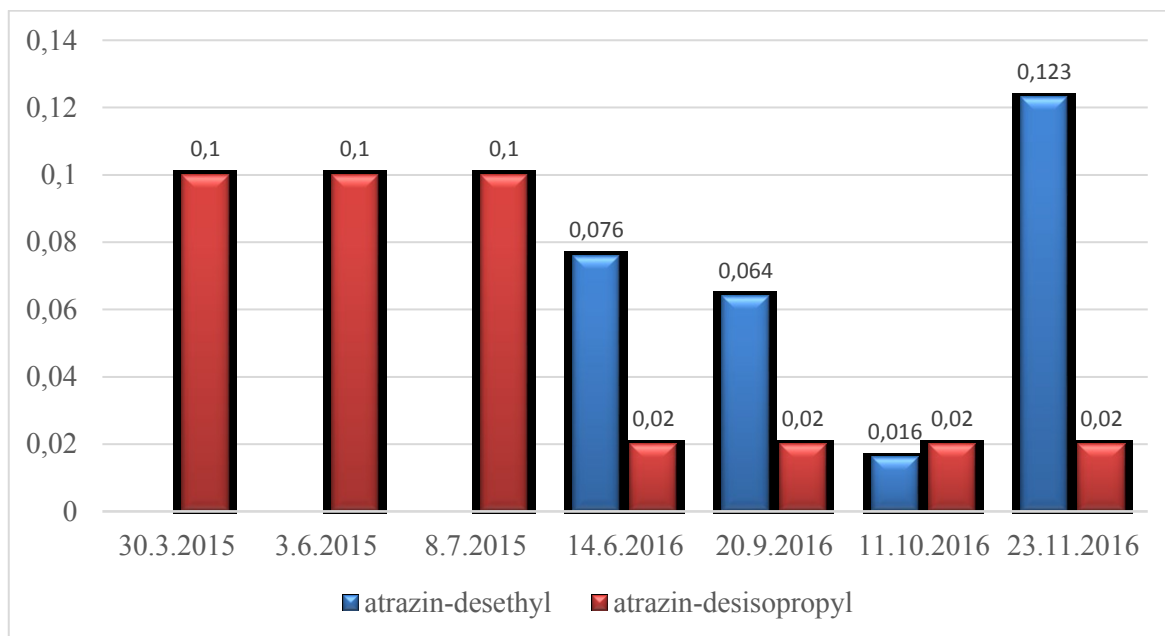
Vychází ze Směrnice 98/83/ES a vyhlášky č. 252/2004 Sb. ve znění pozdějších předpisů. S výjimkou čtyř látek (aldrin, dieldrin, heptachlor a heptachlorepoxid, které vzhledem ke své toxicitě mají limitní hodnotu 0,03 µg/l, platí pro všechny jednotlivé pesticidní látky jednotná limitní hodnota 0,1 µg/l stanovená na základě principu předběžné opatrnosti, respektive na základě politického rozhodnutí EU, že tyto látky nemají v pitné vodě co dělat – a hodnota 0,1 µg/l byla vybrána jako měřitelná hodnota za nulu (řečeno s určitou nadsázkou). Toxikologicky odvozená limitní hodnota leží obvykle o řád či více řádů výše. Pro sumu zjištěných pesticidních látek platí limitní hodnota 0,5 µg/l. Dodržení této limitní hodnoty – při současném způsobu aplikace pesticidních látek a stále dokonalejších možnostech laboratorii stanovit širší okruh látek a jejich metabolitů – se stává pro stále větší počet výrobců vody obtížnější a do budoucna (alespoň ve výhledu nejbližších let) nelze zřejmě očekávat zlepšení.

5.3.2 Vyhodnocení výsledků

Mezi širokým spektrem analyzovaných látek se stále ještě objevují „staré“ pesticidy obsažené v již neplatné ČSN 757111 Pitná voda a již po desetiletí zakázané.

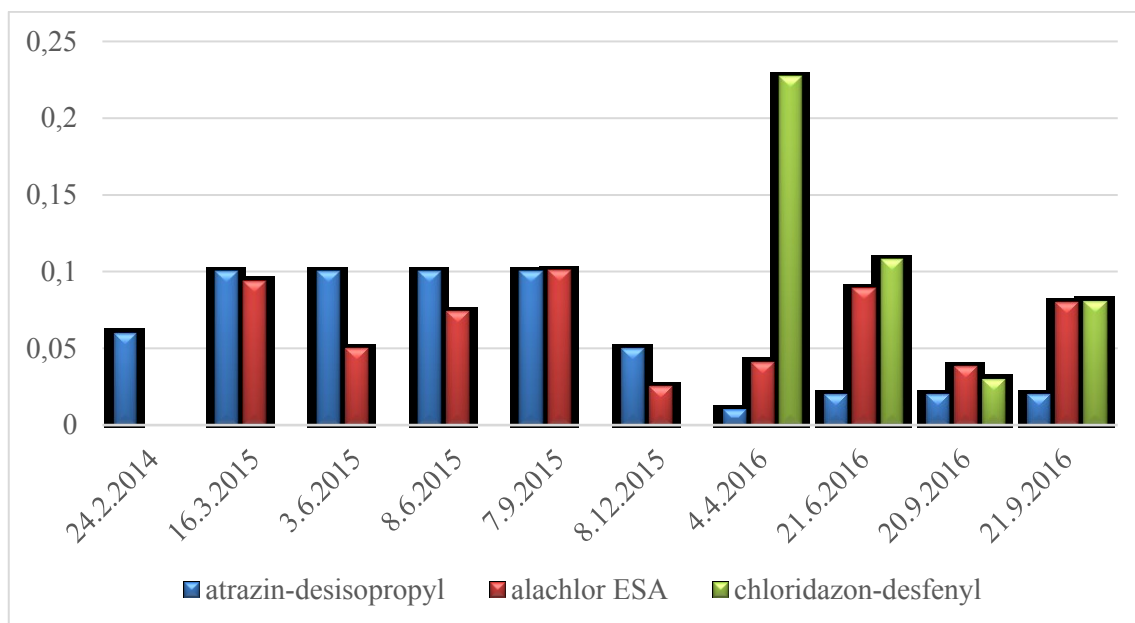
Po srovnání s tabulkou naměřených hodnot pesticidů (primární data jsou k dispozici u autora), lze konstatovat u zdroje Březová nad Svitavou zářezy se cca 51 % ukazatelů se nachází pod hygienickým limitem, 4 % jsou přes hygienický limit a zbytek cca 45 % nálezů je

pod mez stanovení. Na hranici a přes hygienický limit byly zjištěny látky z řady triazino-
vých pesticidů, rozkladné látky atrazinu, především relevantní metabolity atrazin - desethyl
a atrazin – desisopropyl. Naměřené hodnoty jsou zřejmé z grafu č. 10.

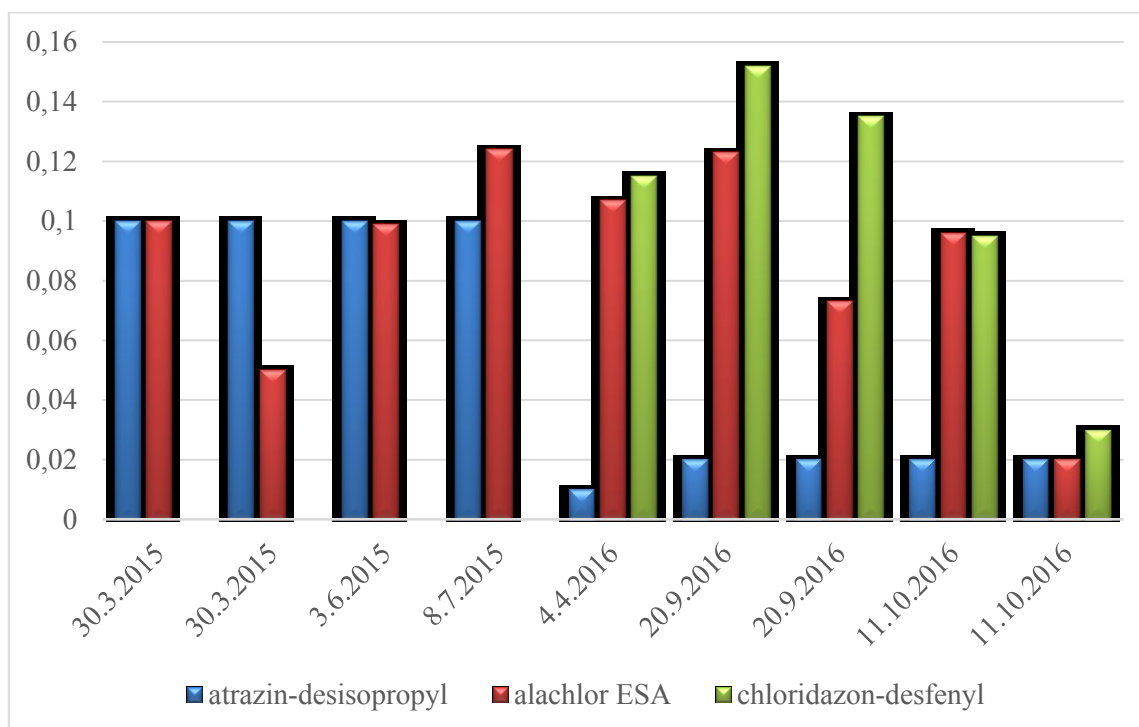


Graf 10 Březová nad Svitavou – zářezy - rozbory analytů 2015, 2016 (µg/l) (informační systém Pi-Vo)

U zdrojů I. a II. březovský vodovod se cca 51 % ukazatelů nachází pod hygienickým
limitem, 6 % jsou přes hygienický limit a zbytek cca 43 % nálezů je pod mez stanovení.
Přes hygienický limit byly zjištěny látky z řady triazinových pesticidů, především rozkladné
látky atrazinu, řada relevantní metabolit atrazin – desisopropyl. Dále byly nalezeny metabo-
lit chloridazonu a to chloridazon-desfenyl a jeden z hlavních produktů mikrobiální degra-
dace alachloru – alachlor ESA. Naměřené hodnoty jsou zřejmé z grafu č. 11 a 12.



Graf 11 I. březovský vodovod - rozbor analytů 2015, 2016 (µg/l) (informační systém Pi-Vo).



Graf 12 II. březovský vodovod - rozbor analytů 2015, 2016 (µg/l) (informační systém Pi-Vo).

Zjištěné hodnoty jsou následně posouzeny a porovnány se zahraničními limity a vědeckými výzkumy. Posouzeno jsou i možná rizika z hlediska ochrany veřejného zdraví při dlouhodobém užívání jakosti vody s těmito metabolity, které kolísavě přesahují hygienické limity.

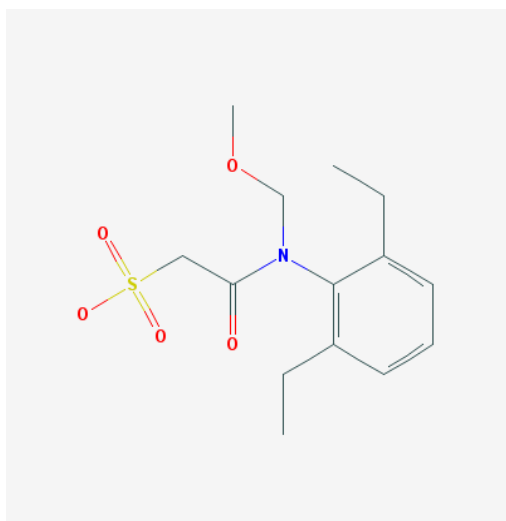
5.4 Hodnocení nebezpečnosti zjištěných nerelevantních metabolit

5.4.1 Alachlor ESA (C₁₄H₂₁NO₅S, CAS No: 142363-53-9)

5.4.1.1 Použití, chování a výskyt ve vodě

Mateřská pesticidní látka alachlor patří do skupiny chloracetanilidových herbicidů. Chemicky i toxikologicky je podobná acetochloru. Jedná se o selektivní herbicid k preemergentní a časně postemergentní aplikaci, používá se proti travám a plevelům hlavně u kukuřice. V EU je používání této látky zakázáno. V ČR se podle informace oddělení pro povolování prostředků na ochranu rostlin ÚKZÚZ Brno mohly přípravky s obsahem alachloru používat do června 2008. V půdě se rychle rozkládá (poločas rozpadu je 7 - 38 dní), ale je vysoce mobilní a může proniknout do spodních vod. V pitné vodě veřejných vodovodů v ČR nebyl podle zpráv Monitoringu HS¹⁵ v roce 2014 obsah alachloru převyšující mez stanovitelnosti zjištěn. Metabolity alachloru ještě nebyly v uvedených letech v pitné vodě veřejných vodovodů sledovány (SZÚ Praha 2014).

Alachlor ESA (systematický název 2-[(2,6-diethylphenyl)(methoxymethyl) amino]-2-



Obrázek 10 Struktura Alachloru ESA v 2D (Pubchem©2017)

oxo-ethanesulfonic acid, CAS 142363-53-9) představuje spolu s alachlorem OA hlavní produkt mikrobiální degradace alachloru, nalézáný v podzemních vodách. Vyznačuje se velmi vysokou mobilitou a střední až vysokou perzistencí. Kromě alachloru ESA a OA byly identifikovány i další metabolity alachloru, u kterých se teoreticky předpokládá možnost výskytu v podzemních vodách v koncentraci > 0,1 µg/l (t-sulfinylacetic acid, t-methylsulphoxyxid, t-hydroxyalachlor, s-hydroxyalachlor, s-norchloroacetochlor) (EFSA Journal 2004).

¹⁵ Monitoring hygienické služby - Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí, prováděný Státním zdravotním ústavem v Praze a pracovišti hygienické služby v ČR od roku 1994. Subsystém 2 monitoringu se zabývá zdravotními důsledky a riziky znečištění pitné vody.

5.4.1.2 Příjem a chování v organismu

V experimentech na pokusných zvířatech se alachlor po požití rychle vstřebává, je metabolizován několika cestami a vyloučen močí a stolicí. V cestách biotransformace a vznikajících metabolitech jsou druhové rozdíly. U potkanů se metabolity alachloru podobně jako u acetochloru hromadí v čichovém epitelu nosní sliznice, kde vyvolávají cytotoxický účinek s následnou regenerativní proliferací a metaplasíí epitelu, čemuž je přisuzován vyšší výskyt nádorů této tkáně.

Zda se na tomto mechanismu karcinogenity podílí i mutagenní účinek, není jasné. U jiných zvířat tento efekt zjištěn nebyl, u člověka je velmi nepravděpodobný (EFSA Journal 2004).

Alachlor ESA se na rozdíl od původní látky po požití vstřebává velmi málo a je rychle vyloučen s minimálně metabolizován. V čichovém epitelu se neakumuluje a nevyvolává jeho proliferaci (EFSA Journal 2004; Gadagbui et al 2010).

5.4.1.3 Toxicita

V aktualizované klasifikaci nebezpečnosti pesticidů podle akutní perorální a dermální toxicity z roku 2010 WHO zařadila alachlor do třídy II mezi látky s mírnou akutní toxicitou (WHO/IPCS, 2010).

V experimentech u pokusných zvířat alachlor nedráždí oči ani pokožku, ale může vyvolávat kožní senzibilizaci. U pracovníků, přicházejících do styku s alachlorem nebyly hlášeny žádné případy otravy, jak je uvedeno v dokumentu „Rotterdam Convention Operation of the prior informed consent procedure for banned or severely restricted chemicals. Draft Decision Guidance Document. ALACHLOR“. V experimentech u pokusných zvířat vykazuje alachlor hepatotoxicitu a hematotoxicitu (v roční studii u psů byla zjištěna hodnota NOAEL¹⁶ 1 mg/kg/den). Ve dvouleté studii u potkanů byly kromě hepatotoxicity zjištěny i oční léze (degenerace uvey) s hodnotu NOAEL 2,5 mg/kg/den. V třígenerační studii taktéž u potkanů již nebyly zjištěny příznaky reprodukční nebo vývojové toxicity (WHO 2003).

¹⁶ NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) - Nejvyšší dávka, při které ještě není na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou pozorován žádný nepříznivý zdravotní účinek.

Data indikující účinek alachloru na narušení hormonální rovnováhy (endokrinní disrupci) nejsou průkazná, jak uvádí dokument „Rotterdam Convention Operation of the prior informed consent procedure for banned or severely restricted chemicals. Draft Decision Guidance Document. ALACHLOR“. Alachlor ESA podle výsledků krátkodobých a subchronických studií u pokusných zvířat je méně toxický nežli mateřská látka. V 90-ti denním experimentu u potkanů s alachlorem ESA byly popsány mírné změny hematologických parametrů a snížení tělesné hmotnosti při LOAEL¹⁷ 157 mg/kg/den (Minnesota Department of Health 2009).

Americká vědecká instituce TERA¹⁸ považuje tyto účinky za marginální bez klinického významu, vyvolané dehydratací a hodnotí jako NOAEL pro snížení tělesné hmotnosti jako jediný relevantní kritický účinek dávku 857 mg/kg/den. U alachloru OA udává TERA hodnotu NOAEL 922 mg/kg/den, pro mateřskou látku alachlor 15 mg/kg/den (Gadagbui et al 2010).

Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA¹⁹) vyhodnotil v roce 2004 alachlor ESA jako toxikologicky nerelevantní. Jako biologicky nerelevantní metabolit vyhodnotilo jak alachlor ESA, tak i alachlor OA v roce 2015 oddělení chemické bezpečnosti SZÚ Praha.

Pro některé další metabolity alachloru s potenciálem výskytu v podzemních vodách, konkrétně pro s-hydroxyalachlor, t-methylsuphoxyxide a s-norchloroacetochlor nejsou dle EFSA k posouzení jejich relevantnosti dostatečné toxikologické podklady (EFSA Journal 2004, p. 1-34).

5.4.1.4 Genotoxicita a karcinogenita

Výsledky provedených testů u alachloru vykazují rozdíly a neposkytují přesvědčivé důkazy o genotoxicitě jak uvádí dokument „Rotterdam Convention Operation of the prior informed consent procedure for banned or severely restricted chemicals. Draft Decision Guidance Document. ALACHLOR“.

¹⁷ LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) - Nejnižší dávka, při které je již pozorován nepříznivý zdravotní účinek na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou.

¹⁸ TERA – Toxicology Excellence for Risk Assessment

¹⁹ EFSA – European Food Safety Authority

Ve studiích u potkanů má alachlor prokazatelně karcinogenní účinek, především vyvolává adenomy nosních skořep, při velmi vysokých dávkách i nádory žaludku a štítné žlázy. Jako mechanismus karcinogenního účinku alachloru na nosní sliznici u potkanů se předpokládá cytotoxický účinek a následná regenerativní proliferace buněk a pravděpodobnost relevance tohoto účinku pro člověka je velmi nízká, i když nemůže být úplně vyloučena.

Podle hodnocení Evropské komise není alachlor klasifikován jako genotoxický karcinogen a má prahový účinek, což umožňuje stanovit ADI uvedeno v dokumentu „Rotterdam Convention Operation of the prior informed consent procedure for banned or severely restricted chemicals. Draft Decision Guidance Document. ALACHLOR“.

US EPA hodnotí alachlor jako pravděpodobný karcinogen pro člověka, ale pouze při vysokých dávkách. V rámci skupiny chloracetanilidových herbicidů US EPA předpokládá kumulativní, avšak prahový karcinogenní účinek na čichový epitel nosní dutiny u acetochloru, alachloru a butachloru (NOAEL 10 mg/kg/den pro acetochlor, resp. 0,5 mg/kg/den pro alachlor) (US EPA 2006). Alachlor ESA vykazuje v testech mutagenity a genotoxicity negativní výsledky (EFSA Journal 2004, p. 1-34). Karcinogenní účinek tohoto metabolitu je dle US EPA nepravděpodobný (Gadagbui 2010, p. 220-234; Minnesota Department of Health 2009).

5.4.1.5 Doporučené limity

Hodnocením rizika alachloru z pitné vody se WHO zabývala již v roce 1996. Při odvození hodnoty doporučeného limitu 20 µg/l vycházela z kvantitativního hodnocení karcinogenního rizika nádorů nosní tkáně u potkanů s použitím konzervativního lineárního více-stupňového modelu. Koncentrace 20 µg/l podle tohoto výpočtu odpovídá celoživotnímu riziku 1×10^{-5} (WHO 2003). Tato hodnota je uvedena i v současném 4. vydání směrnice WHO pro kvalitu pitné vody (WHO 2011). Hodnocením metabolitů alachloru v pitné vodě se WHO nezabývala.

V ČR stanovil pro nejčastější nerelevantní metabolity pesticidů doporučené limitní hodnoty v pitné vodě Státní zdravotní ústav Praha a jsou uvedeny na webové stránce MZ ČR. Pro alachlor ESA i alachlor OA doporučuje SZÚ za předpokladu podlimitní koncentrace mateřské látky limitní koncentraci 1 µg/l. Při odvození této hodnoty byla použita referenční dávka RfD 15,7 µg/kg/den, odvozená Minnesota Department of Health (MDH) v roce 2009,

10 % alokace ADI z pitné vody a vzhledem k nejistotám vstupních toxikologických dat dodatečný bezpečnostní faktor 10. Limitní hodnota je stanovena s ohledem na nejcitlivější část populace (kojence do 3 měsíců věku) (SZÚ Praha 2016).

Francouzský úřad pro bezpečnost potravin, životního prostředí a práce (ANSES²⁰) stanovil na základě hodnocení zdravotních rizik v roce 2014 zdravotně bezpečnou maximální koncentraci (V_{MAX}) alachloru ESA a OA v pitné vodě 50 µg/l. Vycházel též z RfD MDH 15,7 µg/kg/den a alokace z pitné vody 10 %, z denní spotřeby vody 2 l a tělesné hmotnosti 60 kg. Při současném výskytu více látek doporučuje zohlednit aditivní účinek (součet poměrů zjištěné koncentrace a V_{MAX} jednotlivých látek <1) (ANSES 2014).

5.4.1.6 Přijaté limity

Vyhláška MZ č. 252/2004 Sb. stanoví pro nejvyšší mezní hodnota limit 0,1 µg/l, zároveň platí i pro rozkladné produkty (metabolity), u kterých lze předpokládat, že mohou mít podobné toxikologické vlastnosti jako původní mateřské pesticidní látky (relevantní metabolity).

Alachlor ESA a alachlor OA jsou díky nízké toxicitě zařazeny mezi nerelevantní metabolity. Při jejich nálezů v pitné vodě by tedy měl závazný limit stanovit pro daný vodovod s přihlédnutím k místním podmínkám příslušný orgán ochrany veřejného zdraví.

V USA pro alachlor v pitné vodě je stanoven limit (MCL^{21}) 2 µg/l. Jako cíl, který zaručuje adekvátní stupeň ochrany zdraví ($MCLG^{22}$) doporučuje US EPA, stejně jako u ostatních karcinogenních látek, nulovou koncentraci v pitné vodě (US EPA Edition 2012).

Pro metabolity alachloru v USA na federální úrovni limity pro pitnou vodu stanoveny nejsou. Stanovily je pouze stát Wisconsin v hodnotě 20 µg/l pro alachlor ESA (Wisconsin Department of Natural Resources 2011) a stát Minnesota v hodnotě 70 µg/l pro alachlor ESA i alachlor OA (Minnesota Department of Health 2009).

²⁰ ANSES – Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

²¹ MCL (Maximum Contaminant Level) - Nejvyšší přípustná koncentrace kontaminujících látek v pitné vodě.

²² MCLG (Maximum Contaminant Level Goal) – Cílová žádoucí koncentrace kontaminujících látek v pitné vodě, zaručující adekvátní ochranu zdraví. U látek s podezřením na karcinogenní bezprahový účinek je vždy nulová.

5.4.1.7 Limity pro krátkodobý příjem

Dle SZÚ Praha lze připustit pro nouzové zásobování pitnou vodou v trvání do 30 dnů u jednotlivé pesticidní látky koncentraci do 0,5 µg/l, u součtu všech zjištěných pesticidů koncentraci do 2,5 µg/l (SZÚ Praha 2007).

Pro krátkodobý příjem alachloru pitnou vodou uvádí US EPA únosnou koncentraci ze zdravotního hlediska (Health Advisory) 100 µg/l pro příjem v trvání do 10 dnů, přičemž vychází z perorální referenční dávky 10 µg/kg/den (US EPA Edition 2012).

5.4.1.8 Referenční limity

EU – alachlor – akceptovatelný denní přívod (ADI)

V rámci hodnocení rizika alachloru v zemích EU byla stanovena hodnota ADI 2,5 µg/kg/den na základě NOAEL 0,5 mg/kg/den z dvouleté studie karcinogenity u potkanů. Kritickým účinkem byl zvýšený výskyt adenomů nosních skořep při dávce LOAEL 2,5 mg/kg/den. K odvození ADI z dávky NOAEL byl použit bezpečnostní faktor 200 jak uvádí dokument Rotterdam Convention Operation of the prior informed consent procedure for banned or severely restricted chemicals. Draft Decision Guidance Document ALACHLOR.

US EPA – alachlor – referenční dávka pro orální expozici (RfDo)²³ – databáze IRIS²⁴

US EPA stanovila pro alachlor v roce 1993 v databázi IRIS referenční perorální dávku RfDo 10 µg/kg/den. Podkladem byla dávka NOAEL 1 mg/kg/den (LOAEL 3 mg/kg/den) zjištěná v 1roční perorální studii u psů, provedené v roce 1984. Kritickým účinkem byla hemosideróza a hemolytická anémie. K odvození RfD byl použit faktor nejistoty 100 (10x pro mezidruhové rozdíly a 10x pro rozdíly v citlivosti v rámci lidské populace). Referenční dávce byla přisouzena vysoká míra spolehlivosti (US EPA 1993).

MDH – alachlor – referenční dávka (RfD)

²³**Referenční dávka pro orální příjem (RfDo)** - Průměrná denní dávka, která pravděpodobně nevyvolá při dlouhodobém příjmu ani u citlivých populačních skupin nepříznivé zdravotní účinky. Přesnost odhadu této dávky je přibližně v rozsahu jednoho řádu. Je udávána v mg/kg/den. Je obdobou ADI nebo TDI WHO.

²⁴**IRIS** (Integrated Risk Information System) - Databáze US EPA obsahující referenční hodnoty pro toxický i karcinogenní účinek chemických látek, u kterých bylo dosaženo shody odborníků US EPA.

Minnesota Department of Health (MDH) použil v roce 2008 pro stanovení limitní koncentrace alachloru v podzemních vodách chronickou RfD 1 µg/kg/den. Podkladem byla stejná studie s hodnotou NOAEL jako u US EPA, byl pouze použitý vyšší bezpečnostní faktor 1000 (10x pro extrapolaci na člověka, 10x pro variabilitu v citlivosti u lidské populace, 10 x pro užití subchronické studie) (Minnesota Department of Health 2009).

MDH – alachlor ESA – referenční dávka (RfD)

MDH použil v roce 2009 pro stanovení limitní koncentrace alachloru ESA a alachloru OA v podzemních vodách chronickou RfD 15,7 µg/kg/den. Podkladem byla 90denní perorální studie s alachlorem ESA u potkanů s hodnotou LOAEL 157 mg/kg/den pro změny hematologických parametrů a snížení tělesné hmotnosti s použitím vysokého faktoru bezpečnosti 10000 (10x pro extrapolaci na člověka, 10x pro variabilitu v citlivosti u lidské populace, 3 x pro užití subchronické studie, 10x pro omezenou databázi podkladů, 3x pro užití LOAEL místo NOAEL). Odvozená RfD pro alachlor ESA byla doporučena vzhledem k chemické podobnosti i pro alachlor OA (Minnesota Department of Health 2009).

TERA – alachlor ESA – referenční dávka (RfD)

Stanovením referenční dávky metabolitů alachloru se v USA též zabývala skupina expertů, sezvaná nezávislou vědeckou institucí Toxicology Excellence for Risk Assessment (TERA) v roce 2009. Pro alachlor ESA byla jako podklad použita dávka NOAEL 788 mg/kg/den z 90denní subchronické studie u potkanů, přičemž bylo za odpovídající kritický účinek označeno pouze snížení tělesné hmotnosti pokusných zvířat.

Zjištěné změny hematologických a biochemických parametrů při nižší dávce nepovažují experti TERA za toxikologicky relevantní. S aplikací faktoru nejistoty 1000 (10x pro extrapolaci na člověka, 10x pro variabilitu v citlivosti u lidské populace, 10 x pro omezenou databázi dat a absenci chronické studie) byla pro alachlor ESA odvozena referenční dávka RfD 800 µg/kg/den. Referenční dávce byla přisouzena nízká až střední míra spolehlivosti (Gadagbui B. 2010, p. 220-234). Vůči nezávislosti organizace TERA, která je částečně sponzorována i výrobcí chemických látek, byly v odborném tisku v USA vzneseny určité výhrady.

5.4.1.9 Výběr referenční hodnoty a zdůvodnění:

Při volbě referenčních hodnot je jednou ze zásad autorizovaného hodnocení zdravotních rizik v ČR, stanovených SZÚ Praha, přednostní využití zdrojů WHO a dalších evropských vědeckých institucí.

Pro alachlor ESA WHO ani další evropské vědecké instituce referenční hodnotu nestanovily. Autorizační návod SZÚ Praha 16/04 doporučuje pro hodnocení zdravotních rizik této látky použití RfD Minnesota Department of Health 15,7 µg/kg/den a tuto referenční hodnotu použil v roce 2014 ke stanovení maximální zdravotně bezpečné koncentrace alachloru ESA ve vodě pro lidskou spotřebu i francouzský úřad pro bezpečnost potravin, životního prostředí a práce (ANSES). Ke kvantitativní charakterizaci rizika bude proto použita tato hodnota.

Pro metabolity pesticidních látek je obecně k dispozici menší rozsah odborných podkladů k hodnocení zdravotního rizika, nežli pro jejich mateřské látky a ani u těchto látek nejsou závěry těchto hodnocení jednotné, což do jisté míry platí i pro alachlor. Je zde proto opodstatněné postupovat s uplatněním principu předběžné opatrnosti a předpokládat možnost kumulovaného účinku u všech pesticidních látek stejné chemické skupiny, v daném případě tedy chloracetanilidových herbicidů (alachlor, acetochlor, metolachlor, metazachlor) a jejich metabolitů.

5.4.2 Chlordiazon- desphenyl (C₄H₄ClN₃O, CAS No: 6339-19-1)

5.4.2.1 Použití, chování a výskyt ve vodě

Mateřská látka chloridazon (systematický název 5-amino-4-chloro-2-phenyl-3(2H)-pyridazinone; chemický vzorec C₁₀H₈ClN₃O) patří mezi pyridazinony a je řazena do skupiny inhibitorů fotosyntézy. Nejčastěji se používá k ošetření cukrové řepy, krmné řepy, kořenových a cibulových plodin (hlína, listy). Primárně je degradována na metabolit B, tj. chloridazon-desphenyl. K její environmentální degradaci v půdě a vodě může přispět fotolýza. Chloridazon má střední až vyšší mobilitu v půdě, metabolit B má vysokou až velmi vysokou. Metabolit se vyskytuje v rostlinách a v půdě (následně se z půdy dostává do podzemní vody) a má vysoký louhovací potenciál (SZÚ Praha 2016).

5.4.2.2 Příjem a chování v organismu

Absorpce chloridazonu ze zažívacího traktu je rychlá, max. koncentrace v plasmě je dosaženo během 1 hod. Nejvyšší množství bylo nalezeno v srdci, nadledvinkách a zažívacím traktu, ale nikde se nehromadí. Metabolismus chloridazonu sestává z oxidačních mechanismů (hydroxylace a konjugace). Poločas rozpadu je 16-49 hod. Z těla je vylučován hlavně močí (více než 80 % je vyloučeno do 24 hodin), v menší míře stolicí, detekovány byly hlavně vzniklé metabolity (SZÚ Praha 2016).

5.4.2.3 Toxicita

Metanolit B způsobuje přibližně stejné nežádoucí účinky jako mateřská látka (nízká akutní orální, dermální a inhalační toxicita na pokusech na potkanech). Cílovými orgány působení byla játra (u všech testovaných zvířat) – NOAEL byla stanovena ve výši 15 mg/kg těl. hm/den a ledviny (u testovaných psů a potkanů). Nemá klasifikován jako nebezpečný pro dlouhodobé expozici. Podle výsledků pokusů in vitro a in vivo nevykazuje mateřská látka chloridazon mutagenní nebo genotoxické účinky. Studie neprokázaly ani karcinogenní účinky. Metabolit B není považován za toxikologicky relevantní (SZÚ Praha 2016).

5.4.2.4 Přijaté limity

V Německu zařadila Federální agentura pro životní prostředí (Umweltbundesamt) chloridazon-desphenyl a chloridazon-desphenyl-methyl mezi tzv. nerelevantní metabolity a doporučila jejich limitní hodnotu v pitné vodě ve výši 3 µg/l (SZÚ Praha 2016).

WHO pro chloridazon a jeho metabolity hodnotu tolerovaného denního příjmu nestanovila.

EFSA (Evropský úřad pro bezpečnost potravin) na podkladě studií zkoumající toxicitu chloridazonu a jeho metabolitů stanovil hodnotu přijatelného denního příjmu (ADI). Pro orální příjem chloridazonu ADI ve výši 0,1 mg/kg tělesné hmotnosti/den, vycházel z dlouhodobé studie na potkanech. Jelikož toxicita chloridazonu-desphenylu je podle odborníků srovnatelná či nižší než toxicita mateřské látky, lze i pro metabolit B použít výše uvedenou hodnotu ADI (SZÚ Praha 2016).

US EPA vychází při stanovení referenční dávky (Rf) pro orální příjem (RfDo) u chloridazonu z nežádoucích účinků zjištěných ve studii zkoumající chronickou toxicitu na potkanech. Hodnota NOAEL činila 18 mg/kg/den. Potenciální reprodukční toxicitu zkoumala vícegenerační studie na potkanech, změny byly při použití vysokých dávek zjištěny u rodičovských zvířat (např. zvýšení hladiny triglyceridů a hmotnosti jater, lipidové usazeniny), ty samé dávky u mláďat způsobily úbytek tělesné hmotnosti. Další studie toto tvrzení již neprokázala. Žádná studie nezaznamenala známky neurotoxicity ani histopatologické změny centrálního a periferního nervového systému (SZÚ Praha 2016).

5.5 Hodnocení nebezpečnosti zjištěných relevantních metabolit

5.5.1 Atrazin- desethyl , $C_6H_{10}ClN_5$, CAS No: 6190-65-4 a atrazin-desisopropyl, $C_5H_8ClN_5$, CAS No: 1007-28-9

5.5.1.1 Použití, chování a výskyt ve vodě

Atrazin je běžný název pro 2-chloro-4-ethylamino-6-isopropylamino-1,3,5-triazin. Jedná se o chlorotriazinový širokospektrý herbicid užívaný proti zaplevelení v různých kulturách. Přípravky obsahující atrazin byly v ČR zakázány používat v ochranných pásmech podzemních i povrchových zdrojů pitné vody a od roku 2005 je u nás používání atrazinu zakázáno celkově. V půdě je atrazin relativně stabilní, v závislosti na podmínkách je postupně rozkládán hydrolýzou a mikrobiologickou degradací. Poločas rozkladu v půdě je dle podmínek 20 – 50 dnů. Vzhledem ke značné mobilitě v půdě snadno přechází do povrchových i podzemních vod. Degradace atrazinu v podzemních vodách je velmi pomalá, nebo k ní nedochází vůbec. Degradční produkty atrazinu v půdě, případně vodě, vznikající při biodegradaci působením mikroorganismů, zahrnují chloro-s-triazinové metabolity desethylatrazin, desisopropylatrazin a diaminochlorotriazin. Méně často a v nižších koncentracích je nacházen hydroxyatrazin, vznikající abiotickou hydrolýzou. Koncentrace atrazinu a jeho metabolitů v podzemních a povrchových vodách podle průzkumu v řadě zemí jen zřídka převyšují 2 µg/l a většinou se pohybují pod 0,1 µg/l (WHO 2011). Atrazin a desethylatrazin stále ještě patří mezi pesticidní látky relativně často nalézané v pitné vodě veřejných vodovodů v ČR.

Podle zprávy Monitoringu HS za rok 2015 bylo nad mezí stanovitelnosti nalezeno 10 % vzorků s maximální zjištěnou koncentrací 0,22 µg/l atrazinu a 0,42 µg/l desethylatrazinu. Z 82 oblastí s výjimkou pro ukazatel s NMH byl stanoven mírnější hygienický limit desethylatrazinu v rozmezí 0,18 – 0,20 µg/l v 6 oblastech, zásobujících cca 9 000 obyvatel (SZÚ Praha 2016).

5.5.1.2 Příjem a chování v organismu

Po požití je atrazin rychle a téměř úplně vstřebán. Přes kůži se vstřebává pomaleji a v omezené míře, zhruba do 5 % podané dávky (ATSDR 2003). Vstřebaný atrazin je rychle metabolizován, hlavní cestou je dealkylace, v menší míře i konjugace s glutathionem.

Metabolity, mezi kterými jsou i dealkylované metabolity známé z biodegradačních procesů atrazinu v prostředí, jsou spolu s nemetabolizovaným atrazinem vylučovány močí. Do 8 hodin je u člověka vyloučeno močí 50 % metabolitů atrazinu a 100 % je eliminováno do 24 hodin. Ačkoliv je atrazin celosvětově široce používaný pesticid, rezidua v potravinách jsou nalézána jen vzácně a ve velmi nízkých hodnotách. Předpokládá se proto, že příjem potravou je u atrazinu zanedbatelný a primární cestou pro běžnou populaci je expozice prostřednictvím pitné vody (WHO 2011; ATSDR 2003).

5.5.1.3 Toxicita

Atrazin je mírně toxická sloučenina. Při akutní náhodné expozici bylo u lidí pozorováno dráždění očí a pokožky, bolest na prsou, nevolnost a závratě. Řazen je mezi nejznámější endokrinní disruptory, tedy látky narušující funkce hormonů žláz s vnitřní sekrecí. Informace o možných účincích na člověka plynou z několika ekologických a kohortových epidemiologických studií, které ukázaly možný vztah mezi expozicí atrazinu a zvýšeným rizikem intrauterinní růstové retardace plodu nebo předčasných porodů a potratů. Chybí u nich však konkrétní údaje o expozici a současná expozice sledované populace i jiným pesticidům znemožňuje činit závěry o kauzalitě (ATSDR 2003).

V poslední evropské publikované studii z regionu Brittany v severozápadní Francii, kde byly až do roku 2001 používány v zemědělské výrobě vysoké dávky atrazinu, byla popsána souvislost mezi nálezy reziduí atrazinu a jeho metabolitů v moči těhotných žen a nižší porodní váhou jejich dětí. S výskytem vrozených vývojových vad souvislost nenalezena (Chevrier C. 2011).

V americké studii z Kentucky byla zjištěna pozitivní statistická asociace mezi koncentrací atrazinu v pitné vodě a vyšším počtem předčasných porodů. Slabinou studie, která brání její průkaznosti, jsou nedostatečná expoziční data (Rinsky J.L 2012).

V posledních letech byly publikovány práce přinášející hypotézu o možnosti kombinace účinků expozice atrazinu a jeho degradačních produktů spolu s dusičnany z pitné vody (Rhoades M.G. 2013; Migeot V. 2013).

Mezi hlavní toxické účinky atrazinu u pokusných zvířat patří narušení hormonální regulace a příznaky reprodukční a vývojové toxicity. Atrazin sice nemá vlastní hormonální aktivitu, ale narušuje neuroendokrinní regulační funkce hypothalamu a hypofýzy a tím i rovnováhu hormonálního systému. Ovlivnění hormonálního systému může mít nežádoucí účinky během kritických fází vývoje. Vývojová toxicita atrazinu se na rozdíl od karcinogenního účinku nejeví druhově specifická a předpokládá se, že je účinkem relevantním i pro člověka (WHO 2011; Pesticide residues in food – 2007).

V experimentech vyšších dávek atrazinu u zvířat dochází k poškození imunitního systému, krvetvorby, srdečního svalu, jater a ledvin. US EPA dokončila v roce 2006 hodnocení kumulativního rizika chlorovaných triazinových pesticidů. Především pesticidy - atrazin, simazin a propazin a jejich chlorované degradační deriváty včetně desethylatrazinu. U těchto pesticidů je předpokládán výše popsáný společný mechanismus toxických účinků (US EPA 2006).

Závěry tohoto hodnocení, podle kterých expozice reziduí těchto pesticidů u populace USA není z hlediska zdravotních rizik významná a není potřeba měnit stávající limity včetně limitu atrazinu pro pitnou vodu v USA 3 µg/l, se setkaly s kritikou, podle které nezohledňují zvyšující se počet důkazů ze zvířecích toxikologických i lidských epidemiologických studií o nebezpečnosti této látky při expozici z pitné vody. Atrazin patří v USA mezi nejvíce používané herbicidy a je běžně nacházen ve spodních i povrchových vodách a podle některých studií narušuje v reálně nalézaných koncentracích pohlavní funkce u obojživelníků. US EPA realizuje nové hodnocení zdravotních rizik atrazinu z hlediska jeho potenciální karcinogenních i nekarcinogenních účinků u člověka, do kterého jsou zahrnuty i nové toxikologické a epidemiologické studie (US EPA 2009; FIFRA SAP 2011).

Toxikologické vlastnosti a mechanismus účinku chloro-s-triazinových metabolitů, podobné atrazinu, konstatuje i toxikologické hodnocení JMPR z roku 2007 a WHO z roku 2011

a stanoví skupinový ADI pro atrazin i jeho chlorometabolity (WHO 2011; Pesticide residues in food – 2007).

Metabolit hydroxyatrazin má odlišný mechanismus toxických účinků nežli atrazin a chloro-s-triazinové metabolity. Neovlivňuje hormonální regulaci a cílovým orgánem toxického účinku jsou ledviny, ve kterých v důsledku nízké rozpustnosti ve vodě vytváří krystaly a následně vyvolává zánětlivou reakci (WHO 2011; Pesticide residues in food – 2007).

5.5.1.4 Genotoxicita a karcinogenita

Výsledky celé škály testů genotoxicity²⁵ vyznívají u atrazinu převážně negativně. U potkanů v experimentech způsobuje zvýšený výskyt tumorů prsu, ale tento účinek je přisuzován druhově specifickým hormonálním změnám, vedoucím ke zvýšené hladině estrogenů. Tento mechanismus účinku proto většinou odborníků není považován za relevantní pro člověka. Mezinárodní agentura WHO pro výzkum rakoviny (IARC)²⁶ v hodnocení publikovaném v roce 1999 konstatovala neúplné důkazy o karcinogenitě atrazinu u člověka a dostatečné důkazy u pokusných zvířat. Současně však dospěla k závěru, že k indukci zvýšeného výskytu tumorů prsu u potkanů nedochází přímou reakcí s DNA, nýbrž hormonální cestou, přičemž jsou striktní mezidruhové rozdíly v účinku a tento účinek nelze vztahovat na člověka. Atrazin proto přeřadila ze skupiny možných karcinogenů 2B do skupiny 3 mezi látky neklasifikovatelné z hlediska karcinogenity u člověka (IARC Monographs 1999).

Několik epidemiologických studií převážně profesionální expozice triazinovým herbicidům naznačilo slabě zvýšené riziko výskytu některých nádorových onemocnění, konkrétně non-Hodgkinových lymfomů, nádorů prsu, vaječníků, trichocelulární leukémie a karcinomu štítné žlázy (FIFRA SAP 2011).

²⁵Genotoxický účinek – poškození struktury deoxyribonukleové kyseliny (DNA), vedoucí ke změně genetické informace

²⁶IARC (International Agency for Research on Cancer) Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny se sídlem v Lyonu. Na základě dostupných poznatků z epidemiologických studií u lidí, účinků na pokusná zvířata a výsledků testů genotoxicity klasifikuje různé chemické látky do 4 skupin z hlediska průkaznosti jejich karcinogenity pro člověka.

Tyto studie jsou však zatíženy řadou nejistot a souhrnná hodnocení výsledků publikovaných studií hypotézu o karcinogenním riziku triazinových herbicidů pro člověka nepotvrzují (Sathiakumar N. 2011; Boffetta P. 2013). Genotoxicitu nevykazují v adekvátních testech in vitro a in vivo chloro-s-triazinové metabolity atrazinu ani hydroxyatrazin (WHO 2011; Pesticide residues in food – 2007).

5.5.1.5 Doporučený limit WHO

WHO odvodila pro atrazin v roce 1996 akceptovatelný denní příjem ADI v hodnotě 0,5 µg/kg/den. S předpokladem příjmu 10 % pitnou vodou u 60 kg člověka, který vypije denně 2 l vody dospěla WHO k doporučené limitní koncentraci atrazinu v pitné vodě 2 µg/l, která byla uvedena ještě ve 3. vydání směrnice WHO pro kvalitu pitné vody z roku 2004. V roce 2010 WHO vydala nové podklady ke stanovení směrnice koncentrace atrazinu a jeho chloro-s-triazinových metabolitů v pitné vodě, ve kterých převzala skupinový ADI 20 µg/kg/den, stanovený JMPR v roce 2007. Vychází z NOAEL²⁷ 1,8 mg/kg/den pro narušení estrogenového cyklu v šestiměsíční studii u potkanů a z faktoru nejistoty 100 pro intradruhovou a mezidruhovou variabilitu. ADI je považován za bezpečný pro důsledky neuroendokrinní dysbalance a jiné nepříznivé účinky, vyvolané dlouhodobou expozicí atrazinu a jeho chloro-s-triazinových metabolitů. Odpovídající směrnice koncentrace atrazinu, kterou WHO doporučuje v současném 4. vydání směrnice pro kvalitu pitné vody, je 100 µg/l (WHO 2011). Pro hydroxyatrazin WHO stanovila směrnice koncentraci 200 µg/l. Podkladem byl ADI 40 µg/kg/den, vycházející z NOAEL 1,0 mg/kg/den pro nefrotoxicitu a faktoru nejistoty 25 (předpokládá se nižší mezidruhová variabilita, neboť kritický účinek je dán fyzikálně chemickými vlastnostmi agens) (WHO 2011).

²⁷NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) - Nejvyšší dávka, při které ještě není na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou pozorován žádný nepříznivý zdravotní účinek.

5.5.1.6 Přijaté limity

Vyhláška MZ č.252/2004 Sb. stanoví pro jednotlivé pesticidní látky včetně herbicidů v souladu se Směrnicí Rady č.98/83/ES²⁸ nejvyšší mezní hodnotu 0,1 µg/l a pro součet zjištěných pesticidů nejvyšší mezní hodnotu 0,5 µg/l. Tato limitní koncentrace nevychází z hodnocení rizika konkrétních pesticidů, nýbrž z dřívějších mezí detekce analytických metod. Vyjadřuje snahu minimalizovat přítomnost pesticidů v pitné vodě jako jednoznačně cizorodých kontaminant s neúplně prozkoumaným účinkem na lidské zdraví.

Limitní koncentrace pro atrazin v USA (MCL²⁹) je stejně jako žádoucí cílová hodnota, která zaručuje adekvátní stupeň ochrany zdraví (MCLG³⁰), stanovena ve výši 3 µg/l (US EPA 2012).

5.5.1.7 Limity pro krátkodobý příjem

Dle SZÚ Praha lze připustit pro nouzové zásobování pitnou vodou v trvání do 30 dnů u jednotlivé pesticidní látky koncentraci do 0,5 µg/l, u součtu všech zjištěných pesticidů koncentraci do 2,5 µg/l (SZÚ Praha 2007).

5.5.1.8 Referenční hodnoty

JMPR – akutní referenční dávka (ARfD)

Společné zasedání FAO/WHO pro rezidua metabolitů (JMPR) stanovilo v roce 2007 pro atrazin a jeho chlorometabolity akutní referenční dávku ARfD 100 µg/kg tělesné hmotnosti na základě NOAEL 12,5 mg/kg/den z 4denní studie u potkanů s kritickým účinkem narušení hormonální regulace a faktoru nejistoty 100, podpořenou i studiemi vývojové toxicity (Pesticide residues in food – 2007).

WHO - tolerovatelný týdenní příjem (TDI)

²⁸Směrnice Rady č.98/83/ES - Směrnice Rady Evropského společenství z roku 1998 o jakosti vody určené pro lidskou spotřebu.

²⁹MCL (Maximum Contaminant Level) - Nejvyšší přípustná koncentrace kontaminujících látek v pitné vodě.

³⁰MCLG (Maximum Contaminant Level Goal) – Cílová žádoucí koncentrace kontaminujících látek v pitné vodě, zaručující adekvátní ochranu zdraví.

Jak již bylo uvedeno, WHO vydala v roce 2010 nové podklady ke stanovení směrníkové koncentrace atrazinu a jeho metabolitů v pitné vodě, ve kterých je převzat skupinový ADI JMPR 20 $\mu\text{g/kg/den}$. Vychází z NOAEL 1,8 mg/kg/den pro narušení estrogenového cyklu v šestiměsíční studii u potkanů a faktoru nejistoty 100 pro intradruhovou a mezidruhovou variabilitu (WHO 2011, Pesticide residues in food – 2007).

RIVM – tolerovatelný denní příjem (TDI)

Národní ústav pro veřejné zdraví a životní prostředí Nizozemí (RIVM) aktualizoval v roce 2000 pro atrazin tolerovatelný denní příjem TDI v hodnotě 5 $\mu\text{g/kg/den}$. Vycházel přitom z názoru, že atrazin nepůsobí genotoxicky, takže TDI byl odvozen na základě NOAEL a faktorů nejistoty. Jako NOAEL byla použita dávka 0,5 mg/kg/den, přičemž kritickým účinkem jsou změny varlat u potkaních samců ve dvougenerační studii reprodukční toxicity a zvýšený výskyt nádorů prsu u potkaních samic. Pro zohlednění možných rozdílů v citlivosti mezi druhy i v rámci lidské populace byl použit obvyklý faktor nejistoty 100 (RIVM 2001).

US EPA - referenční dávka pro orální expozici (RfDo)

US EPA uvádí v databázi IRIS³¹ pro atrazin orální referenční dávku RfDo³² v hodnotě 0,035 mg/kg/den. Byla stanovena v roce 1993 na základě chronické orální studie u potkanů. Kritickým účinkem bylo snížení tělesné hmotnosti. RfD byla odvozena z NOAEL 3,5 mg/kg/den s použitím faktoru nejistoty 100 (10x10 pro rozdíly v citlivosti mezi druhy i v rámci lidské populace) a byl jí přisouzen vysoký stupeň spolehlivosti (US EPA).

V novějších podkladech US EPA pro přehodnocení rizika atrazinu z dietární expozice byla odvozena chronická RfD 0,018 mg/kg/den na základě stejných podkladů jako u nové hodnoty ADI WHO a akutní RfD 0,1 mg/kg/den odvozená ze studie vývojové toxicity u krys a králíků (NOAEL 10 mg/kg/den, LOAEL 70 mg/kg/den, faktor nejistoty 100). Pro hodnocení rizika z pitné vody byl doporučen další bezpečnostní faktor 3 (US EPA 2009 a 2011).

³¹**IRIS** (Integrated Risk Information System) - Databáze US EPA obsahující referenční hodnoty pro toxický i karcinogenní účinek chemických látek, u kterých bylo dosaženo shody odborníků US EPA.

³²**Referenční dávka pro orální příjem (RfDo)** - Průměrná denní dávka dané látky, která pravděpodobně nevyvolá při dlouhodobém příjmu ani u citlivých populačních skupin nepříznivé zdravotní účinky. Přesnost odhadu této dávky je přibližně v rozsahu jednoho řádu. Je udávána v mg/kg/den. Je obdobou ADI nebo TDI WHO.

ATSDR³³ – úroveň minimálního rizika pro orální příjem (MRL³⁴)

Úřad Ministerstva zdravotnictví USA ATSDR se zabýval hodnocením toxicity atrazinu v roce 2003, avšak referenční hodnotu pro chronický příjem nestanovil. Jako důvod je uvedeno zjištění, že nejnižší dávka NOAEL 2,4 mg/kg/den z experimentálních studií u zvířat je vyšší, nežli dávka LOAEL 1 mg/kg/den pro závažné hormonální účinky při subchronické studii u prasniček. Existující data tedy ATSDR nepovažuje za dostatečně konzistentní. Stanovena byla akutní MRL pro akutní perorální expozici trvající do 14 dní v hodnotě 10 µg/kg/den, založenou na NOAEL 1 mg/kg/den u březích králičích samic a subakutní MRL pro expozici v délce 15 – 365 dní v úrovni 3 µg/kg/den. U této subakutní MRL vycházel ATSDR z hodnoty LOAEL 1 mg/kg/den pro hormonální účinky u mladých prasniček při 19denní dietární expozici atrazinu s použitím faktoru nejistoty 300 (ATSDR 2003).

5.5.1.9 Výběr referenční hodnoty a zdůvodnění

Autorizační návod SZÚ AN 16/04 verze 2 uváděl původní TDI WHO 0,5 µg/kg/den z roku 1996. V aktualizovaném autorizačním návodu SZÚ AN 16/04 verze 3 je již jako doporučená referenční hodnota uveden nový skupinový ADI 20 µg/kg/den. Je proto použita tato hodnota novější. Vzhledem k tomu, že je ve srovnání s původní hodnotou a referenčními hodnotami jiných vědeckých institucí velmi tolerantní, je při hodnocení expozice a charakterizaci rizika uplatněn princip předběžné opatrnosti.

5.5.1.10 Populační skupiny se zvýšenou citlivostí

Nejcitlivější k účinkům atrazinu je dle experimentů u zvířat hormonální a reprodukční systém a vyvíjející se organismus. Možnost reprodukční a vývojové toxicity atrazinu u člověka naznačily i některé epidemiologické studie. Z principu předběžné opatrnosti je proto

³³**ATSDR** (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) Agentura Ministerstva zdravotnictví USA, jejíž úlohou je ochrana veřejného zdraví před nebezpečnými látkami v prostředí.

³⁴**MRL** (Minimal Risk Level) Úroveň denní expozice hodnocené látky, která je pravděpodobně bez rizika nepříznivých zdravotních účinků pro člověka. Stanoví je ATSDR pro akutní, subakutní a chronickou expozici, týkají se pouze nekarcinogenních zdravotních účinků. Slouží jako pomůcka pro rychlou identifikaci rizika.

za populační skupinu s potencionálně zvýšenou citlivostí k účinkům atrazinu možno považovat těhotné ženy. Další citlivou populační skupinou jsou obecně z důvodu relativně vyššího příjmu vody ve vztahu k tělesné hmotnosti kojenci a malé děti.

6 NÁVRH OPATŘENÍ

Při případném zjištění výskytu zvýšených hodnot pesticidů a jejich rozkladných látek (relevantních a nerelevantních metabolit) v rámci monitoringu pitných vod v různých hodnotách u jednotlivých zdrojů je v rámci opatření obecně možné použít variantu míchání vod ze zdrojů nebo využití pouze kvalitního zdroje s větší vydatností. Například v případě mělkých zdrojů Březová zářezy, kde je větší riziko kontaminace, je pro zásobování obyvatel města Březová nad Svitavou využíváno především prameniště primárně využívané pro brněnskou vodárenskou soustavu, tj. I. a II. březovský vodovod v Březové nad Svitavou.

Proto z tohoto důvodu prozatím není potřeba navrhovat instalaci technologie na odstraňování pesticidů z pitné vody např. filtry s aktivním uhlím.

V případě zhoršení kvality či vydatnosti vyhovujících zdrojů I. a II. březovského vodovodu v Březové nad Svitavou je nutné instalovat technologie na odstranění pesticidů z pitných vod. Vzhledem k účinnosti jednotlivých technologií, bych v tomto případě navrhla využití technologie s filtry se sorpčním aktivním uhlím, které nejlépe odstraňují pesticidy z pitných vod než membránové technologie nebo oxidace ozonem.

Jako alternativní řešení by bylo možné provedení hydrogeologického průzkumu s cílem nalezení nových zdrojů nekontaminované pitné vody. Výsledek použití této alternativy je ovšem nejistý, obsahuje totiž riziko hydrogeologický průzkum nalezne již kontaminovaný zdroj nebo nedokáže detekovat dostatečně vydatný zdroj v rámci čerpacích zkoušek.

7 DISKUZE A ZÁVĚR

Historicky se v pitné vodě sledovaly vybrané látky anorganické, které se tam prokázaly či nikoliv, ale žádný stav mezi tím v podstatě nepřicházel v úvahu. Podobně to bylo také u prvních specifických organických látek, které se začaly v pitné vodě od 70. – 80. let 20. století sledovat z důvodu toho, že byly velmi perzistentní, zčásti proto, že se o jejich rozkladu v prostředí vědělo jen omezeně či chyběly analytické prostředky k detekci degradačních produktů. Do roku 1990 se pesticidy v pitné vodě sledovaly jen výjimečně, v rámci výzkumných úkolů. K rutinnímu sledování se přistoupilo po roce 1991, když vstoupila v platnost ČSN 75 7111. Ta předepisovala monitorovat deset definovaných pesticidních látek: 2,4-D, DDT, HCP, heptachlor, HCH, methoxychlor, pentachlorfenol, (tetrachlormethan), 2,4,5- a 2,4,6-trichlorfenol.

Situace se změnila a pro výrobce vody zkomplikovala od roku 2001, kdy se do české legislativy transponovala směrnice Rady 98/83/ES o jakosti vody určené pro lidskou spotřebu. Až v roce 2014 byl do české legislativy doplněn pojem „relevantní a nerelevantní metabolit“ a to vyhláškou č. 83/2014 Sb., která s účinností od května 2014 novelizovala vyhlášku č. 252/2004 Sb. Na základě změny v legislativě byl ze strany orgánu ochrany veřejného zdraví zaujat jiný postup a náhled na problematiku výskytu a zjištění pesticidů v podzemních vodách. Ve spolupráci s ČHMÚ a jejich daty monitoringu podzemních vod se situuje i rozsah monitoringu vody pro lidskou potřebu

V roce 2015 bylo veřejnosti zpřístupněno nahlížení do dat používaných pesticidů za jednotlivé roky (prozatím do roku 2014) které jsou uvedené na internetových stránkách ÚKZÚZ, při vygenerování lokality nebo spíše okresu, která je předmětem průzkumu této diplomové práce, bylo z dat zjištěno, že k dlouhodobě nejpoužívanějším jsou skupiny na bázi glyfosátu, chloracetanilidové, triazinové a diazinové pesticidy, toto dokazuje i graf 8. Nedostatkem těchto dat je, že do databáze však nejsou uvedeny a ani nemají povinnost hlásit používání přípravků na ochranu rostlin výměry pod 10 ha, lesní hospodaření, spotřebitelé v soukromých sadech, údržba domů, silnic (nátěry) a železnic, atd.

Rozšířený průzkum ze strany dozorového orgánu Krajské hygienické stanice Pardubického kraje má počátek od roku 2015. V průběhu roku 2014 po upozornění krajské hygienické stanice Jihomoravského kraje a Pardubického kraje při dozoru státního zdravotního dozoru začali Brněnské vodárny a.s. přepracovávat zastaralý rozsah stanovování pesticidních (PES) látek a od r. 2015 již probíhá skoro kompletní možný rozsah stanovení PES, který

vychází i z monitoringu ČHMÚ³⁵. Průzkum v diplomové práci byl zaměřen na zdroje v k.ú. Březová nad Svitavou, které jsou vynikají nejenom svojí vydatností, ale i proto, že zásobují velký počet obyvatel nejenom města Březová nad Svitavou ale i Brna. Ze strany provozovatele bylo poskytnutí dat pro posouzení zamítnuto a byly použity pouze data z informačního systému pitné vody, který má pod dozorem rezort ministerstva zdravotnictví.

Mezi širokým spektrem analyzovaných látek se stále ještě objevují „staré“ pesticidy obsažené v již neplatné ČSN 757111 Pitná voda a již po desetiletí zakázané.

Po srovnání tabulkou naměřených hodnot pesticidů (primární data jsou k dispozici u autora), lze konstatovat u zdroje Březová nad Svitavou zářezy se cca 51 % ukazatelů se nachází pod hygienickým limitem, 4 % jsou přes hygienický limit a zbytek cca 45 % nálezů je pod mez stanovení. Na hranici a přes hygienický limit byly zjištěny látky z řady triazino-vých pesticidů, rozkladné látky atrazinu, především relevantní metabolity atrazin - desethyl a atrazin – desisopropyl, naměřené hodnoty jsou zřejmé z grafu č. 10.

U zdrojů I. a II. březovský vodovod se cca 51 % ukazatelů nachází pod hygienickým limitem, 6 % jsou přes hygienický limit a zbytek cca 43 % nálezů byl pod mez stanovení. Přes hygienický limit byly zjištěny látky z řady triazinových pesticidů, především rozkladné látky atrazinu, řada relevantní metabolit atrazin – desisopropyl. Dále byly nalezeny metabolit chloridazonu a to chloridazon-desfenyl a jeden z hlavních produktů mikrobiální degradace alachloru – alachlor ESA, naměřené hodnoty jsou zřejmé z grafu č. 11 a 12.

Zjištěné hodnoty byly porovnány se zahraničními vědeckými studiemi, zařazeny byly do skupin pesticidů relevantních a nerelevantních. Následně bylo posouzeno, zda bude či nebude docházet k ohrožení lidského zdraví. Při volbě referenčních hodnot je jednou ze zásad autorizovaného hodnocení zdravotních rizik v ČR, stanovených SZÚ Praha, přednostní využití zdrojů WHO a dalších evropských vědeckých institucí.

Pro alachlor ESA WHO ani další evropské vědecké instituce referenční hodnotu nestanovily. Alachlor ESA nevykazuje mutagenní aktivitu a jeho karcinogenní účinek je dle závěrů US EPA i evropských vědeckých institucí nepravděpodobný. SZÚ Praha doporučuje pro alachlor ESA limitní hodnotu 1 µg/l. Tyto hodnoty mají sloužit pro orgány ochrany veřejného zdraví jako odborné vodítko při stanovení závazného limitu dle zákona

³⁵ ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav
2017

č. 258/2000 Sb. Ze zjištěných hodnot analýzy viz graf 12 je zřejmé, že naměřené hodnoty se pohybují v průměru okolo 0,088 µg/l (0,02 µg/l – 0,124 µg/l), což je hluboko pod doporučenou limitní hodnotou.

Nejcitlivější k účinkům atrazinu je dle experimentů u zvířat hormonální a reprodukční systém a vyvíjející se organismus. Možnost reprodukční a vývojové toxicity atrazinu u člověka naznačily i některé epidemiologické studie. Z principu předběžné opatrnosti je proto za populační skupinu s potencionálně zvýšenou citlivostí k účinkům atrazinu možno považovat těhotné ženy. Další citlivou populační skupinou jsou obecně z důvodu relativně vyššího příjmu vody ve vztahu k tělesné hmotnosti kojenci a malé děti. Naměřené hodnoty nebezpečí expozice desethylatrazinu z pitné vody, které vykazují spíše mimořádné zjištění i při konzervativním přístupu k hodnocení rizika s velkou rezervou na straně bezpečnosti dokladují, že kontaminace vody v úrovni průměrné koncentrace minimálně do 0,8 µg/l sumy atrazin+desethylatrazin nepředstavuje riziko toxických účinků pro zásobované obyvatele včetně nejcitlivějších skupin populace. Ze zjištěných hodnot analýzy analytu atrazin desisopropyl viz graf 10, 11 a 12 je zřejmé, že naměřené hodnoty se pohybují u zdroje Březová zářezy v průměru okolo 0,0542 µg/l (0,02 µg/l – 0,1 µg/l), I. březovského vodovodu v průměru okolo 0,058 µg/l (0,01 µg/l – 0,1 µg/l) a u II. březovského vodovodu v průměru okolo 0,0544 µg/l (0,01 µg/l – 0,1 µg/l). Z analýzy ukazatele atrazin-desethyl viz graf 10 je u zdroje Březová zářezy naměřeno v průměru okolo 0,069 µg/l (0,16 µg/l – 0,123 µg/l).

Metabolit chloridazon-desphenyl (B) způsobuje přibližně stejné nežádoucí účinky jako mateřská látka. Žádná studie nezaznamenala známky neurotoxicity ani histopatologické změny centrálního a periferního nervového systému. EFSA stanovila pro orální příjem ADI ve výši 0,1 mg/kg tělesné hmotnosti/den, WHO vůbec nestanovila. V Německu Federální agentura pro životní prostředí doporučila limitní hodnotu v pitné ve výši 3 µg/l. SZÚ stanovil doporučený limit 6 µg/l. Limitní hodnoty jsou vždy stanoveny na základě nejcitlivější populace (kojenci do 3 měsíců věku). Ze zjištěných hodnot analýzy viz graf 11 a 12 je zřejmé, že naměřené hodnoty se pohybují u I. březovského vodovodu v průměru okolo 0,1115 µg/l (0,03 µg/l – 0,227 µg/l) a u II. březovského vodovodu v průměru okolo 0,1054 µg/l (0,03 µg/l – 0,152 µg/l), což je hluboko pod doporučenou limitní hodnotou.

V Německu zařadila Federální agentura pro životní prostředí (Umweltbundesamt) chloridazon-desphenyl a chloridazon-desphenyl-methyl mezi tzv. nerelevantní metabolity a doporučila jejich limitní hodnotu v pitné vodě ve výši 3 µg/l (SZÚ Praha 2016).

WHO pro chloridazon a jeho metabolity hodnotu tolerovaného denního příjmu nestanovila.

EFSA (Evropský úřad pro bezpečnost potravin) na podkladě studií zkoumající toxicitu chloridazonu a jeho metabolitů stanovil hodnotu přijatelného denního příjmu (ADI). Pro orální příjem chloridazonu ADI ve výši 0,1 mg/kg tělesné hmotnosti/den, vycházel z dlouhodobé studie na potkanech. Jelikož toxicita chloridazonu-desphenylu je podle odborníků srovnatelná či nižší než toxicita mateřské látky, lze i pro metabolit B použít výše uvedenou hodnotu ADI (SZÚ Praha 2016).

US EPA vychází při stanovení referenční dávky (Rf) pro orální příjem (RfDo) u chloridazonu z nežádoucích účinků zjištěných ve studii zkoumající chronickou toxicitu na potkanech. Hodnota NOAEL činila 18 mg/kg/den. Potenciální reprodukční toxicitu zkoumala vícegenerační studie na potkanech, změny byly při použití vysokých dávek zjištěny u rodičovských zvířat (např. zvýšení hladiny triglyceridů a hmotnosti jater, lipidové usazeniny), ty samé dávky u mláďat způsobily úbytek tělesné hmotnosti. Další studie toto tvrzení již neprokázala. Žádná studie nezaznamenala známky neurotoxicity ani histopatologické změny centrálního a periferního nervového systému (SZÚ Praha 2016).

Monitoring výskytu mateřských látek včetně jejich rozkladných procesů metabolitů žádají delší časové sledování. Získané množství dat nebylo dostatečně relevantní. Poskytnutí většího množství dat bylo zamítnuto i ze strany provozovatele vodovodu.

Pokud při analýzách dojde k opakovanému zjištění překročení bude ze strany dozorového orgánu s provozovatelem vodovodu dohodnuto zvýšení monitoringu vod především na ukazatele pesticidy včetně jejich rozkladných produktů, v intenzitě nejlépe několikrát za rok, aby došlo k monitoringu v průběhu celého roku v různých ročních obdobích. Je vhodné situaci ověřit opakovanými rozbory, popřípadě kde je to účelné, zjistit míru kontaminace jednotlivých zdrojů a možnost odstavení nebo úpravy poměru jejich čerpání. Stanovení limitu s případným posouzením rizika by nemělo vycházet z ojedinělých rozborů, ale z výsledků podrobnějšího, alespoň dvouletého průzkumu a zvážení celé situace. V nejvíce případech se objevují přípravky na ochranu rostlin, které jsou již cca 10 let zakázané a teprve teď se začínají v nižších hodnotách objevovat v analýzách pitných vod a nejenom v nich. Každá látka, která není posouzena se bude muset posoudit a určit zda se jedná o relevantní nebo nerelevantní metabolit. Ne vždy je snadné rozhodnout, zda jsou či nejsou relevantní. Státní zdra-

votní ústav tyto látky posoudí a určí vhodné ADI a v tabulce na webových stránkách Ministerstva zdravotnictví se doplňuje jejich doporučený limit pro pitnou vodu. Vhodné je, zejména při nálezů metabolitů již zakázaných účinných látek (alachlor, acetochlor atd.), dát podnět zemědělské inspekci ÚKZÚZ k provedení inspekce používání prostředků na ochranu rostlin v lokalitě kontaminovaných zdrojů. Sledování výskytu pesticidů je ještě běh na dlouhou trať.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

1. **ALS pesticidy.** In: *ALS pesticidy* [online]. Praha, s. 5-8 [cit. 2016-06-27]. Dostupné z: <http://alsglobal.cz/website/var/assets/media-cz/pdf/pesticidy-2015.pdf>
2. **ANSES:** *Avis de l'Anses relatif à la détermination de valeurs sanitaires maximales (VMAX) pour des acides sulfonique (ESA) et oxanilique (OXA) de l'alachlore et du métolachlore*, 2014 [cit. 2017-04-04]. Dostupné z: <https://www.anses.fr/en/system/files/EAUX2013sa0187.pdf>
3. **ATSDR**, *Divison of Toxicology: Toxicological Profile for Atrazine* [online]. Atlanta, 2003 [cit. 2017-04-02]. Dostupné z: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp153.pdf>
4. **BARRA CARACCILO, Anna, Carmen FAJARDO, Paola GRENNI, Maria Ludovica SACCÀ, Stefano AMALFITANO, Roberto CICCOLI, Margarita MARTIN a Alicia GIBELLO.** The role of a groundwater bacterial community in the degradation of the herbicide terbuthylazine. *FEMS Microbiology Ecology* [online]. 2010, **71**(1), 127-136 [cit. 2017-04-15]. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2009.00787.x. ISSN 01686496. Dostupné z: <https://academic.oup.com/femsec/article-lookup/doi/10.1111/j.1574-6941.2009.00787.x>
5. **BOFFETTA, Paolo, Hans-Olov ADAMI, Sir Colin BERRY a Jack S. MANDEL.** *Atrazine and cancer. European Journal of Cancer Prevention* [online]. 2013, **22**(2), 169-180 [cit. 2017-04-26]. DOI: 10.1097/CEJ.0b013e32835849ca. ISSN 0959-8278. Dostupné z: <http://content.wkhealth.com/linkback/openurl?sid=WKPTLP:landingpage>.
6. **BOHATCOVÁ, Jitka.** *Kvalita pitné vody v Pardubickém kraji - zdravotní prospěšnost a rizika*. Praha, 2012. Bakalářská práce. 3. lékařská fakulta. Vedoucí práce MUDr. Bohumil Havel.
7. **Cremlyn, R.:** *Pesticidy*, Státní nakladatelství technické literatury, 1. vyd., Praha 1985.
8. **CVAČKA, J.** *Detekce ve vysokoúčinné kapalinové chromatografii.* Web.natur.cuni.cz [online]. 2010 [cited 2016-05-09]. Available from <http://web.natur.cuni.cz/~analchem/bosakova/hplc3.pdf>.
9. *Drinking Water Supplies and Non-Hodgkin Lymphoma in Nebraska, USA.* **Environmental Health Insights** [online] 15- [cit. 2017-02-02]. DOI: 10.4137/EHI.S10629. ISSN 1178-6302. Dostupné z: <http://la-press.com/atrazine-and-nitrate-in-public-drinking-water-supplies-and-non-hodgkin-article-a3570>.
10. **EFSA:** *Opinion of the Scientific Panel on Plant health, Plant protection products and their Re-sidues on a request from the Commission related to the evaluation of alachlor in the*

- context of Council Directive 91/414/EEC. *The EFSA Journal* [online]. 2004, **2004**(111), 1-34 [cit. 2017-04-10]. Dostupné z: http://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/scientific_output/files/main_documents/ppr_opinion07_ej111_alachlor_en1,2.pdf.
- 11. European Commission, DG Health and Consumer protection:** *Guidance document on the assessment of the relevance of metabolites in groundwater of substances regulated under Council directive 91/414/EEC* [online], 14 [cit. 2016-12-12]. Dostupné z: http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/guidance_documents/docs/wrkdoc21_en.pdf.
- 12. FAO,** *International code of conduct on the distribution and use of pesticides: (adopted by the hundred and twenty-third session of the FAO Council in November 2002)* [online]. (Rev. version). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2003, s. 1-38 [cit. 2017-04-14]. ISBN 9251049149. Dostupné z: <http://www.panna.org/sites/default/files/imported/files/faoCode.pdf>.
- 13. FIFRA SAP:** A Set of Scientific Issues Being Considered by the EPA Regarding: Re-evaluation of the Human Health Effects of Atrazine: Review of Non Cancer Effects, Drinking Water Monitoring Frequency and Cancer Epidemiology, SAP Min. No.2011-05 [cit. 2016-12-11]. Dostupné z: <https://archive.epa.gov/scipoly/sap/meetings/web/pdf/072611minutes.pdf>.
- 14. Gadagbui B., Maier A., Dourson M. at al.:** *Derived Reference Doses (RfDs) for the Environmental Degradates of the Herbicides Alachlor and Acetochlor: Results of the Independent Expert Panel Deliberation*, *Reg. Tox. Pharmacol.* 2010, 57:220-234.
- 15. GEERDINK, R.B, W.M.A NIESSEN a U.A.Th BRINKMAN.** *Trace-level determination of pesticides in water by means of liquid and gas chromatography. Journal of Chromatography A* [online]. 2002, **970**(1-2), 65-93 [cit. 2017-03-12]. DOI: 10.1016/S0021-9673(02)00234-0. ISSN 00219673. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021967302002340>.
- 16. GERVAIS, G., S. BROSILLON, A. LAPLANCHE a C. HELEN.** *Ultra-pressure liquid chromatography–electrospray tandem mass spectrometry for multiresidue determination of pesticides in water. Journal of Chromatography A* [online]. 2008, **1202**(2), 163-172 [cit. 2017-04-10]. DOI: 10.1016/j.chroma.2008.07.006. ISSN 00219673. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021967308011382>

17. **Guidelines for drinking-water quality** [online]. 4th ed. Geneva: World Health Organization, c2011 [cit. 2017-04-01]. ISBN 978-924-1548-151. Dostupné z: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf
18. **Hajšlová, J., Kocourek, V.** *Osud prostředků pro ochranu rostlin v potravním řetězci člověka*: Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí, 2004.
19. **HAJŠLOVÁ, J., TICHÁ, J., KOCOUREK, V.:** *Rezidua pesticidů v ovoci a zelenině, možnosti minimalizace*, Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí, Praha, ©2005. Dostupné na: www.phyto-sanitary.org.
20. **CHEVRIER, Cécile, Gwendolina LIMON, Christine MONFORT, Florence ROUGET, Ronan GARLANTÉZEC, Claire PETIT, Gaël DURAND a Sylvaine CORDIER.** Urinary Biomarkers of Prenatal Atrazine Exposure and Adverse Birth Outcomes in the PELAGIE Birth Cohort. *Environmental Health Perspectives* [online]. 2011, **119**(7), 1034-1041 [cit. 2017-04-12]. DOI: 10.1289/ehp.1002775. ISSN 0091-6765. Dostupné z: <http://ehp.niehs.nih.gov/1002775>.
21. **IARC**, Rodent Tumors of Urinary Bladder, Renal Cortex, and Thyroid Gland in IARC Monographs Evaluations of Carcinogenic Risk to Humans. *TOXICOLOGICAL SCIENCES* [online]. 1999, **49**(vol 73), 166-171 [cit. 2017-04-04]. Dostupné z: https://www.researchgate.net/profile/Jerry_Rice3/publication/12883759_Rodent_tumors_of_urinary_bladder_renal_cortex_and_thyroid_gland_in_IARC_Monographs_evaluations_of_carcinogenic_risk_to_humans/links/0deec5267129673424000000.pdf.
22. **In: PUBCHEM** [online]. National Center for Biotechnology Information, U.S. National Library of Medicine, 8600 Rockville Pike, Bethesda, MD20894, USA [cit. 2017-04-02]. Dostupné z: pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/substance/223447951#section=Top.
23. **JACOBSEN, Ole Stig a Rossana BOSSI.** *Degradation of ethylenethiourea (ETU) in oxic and anoxic sandy aquifers*. *FEMS Microbiology Reviews* [online]. 1997, **20**(3-4), 539-544 [cit. 2017-04-20]. DOI: 10.1111/j.1574-6976.1997.tb00336.x. ISSN 1574-6976. Dostupné z: <https://academic.oup.com/femsre/article-lookup/doi/10.1111/j.1574-6976.1997.tb00336.x>.
24. **KERLE, J. J., JENKINS, P. A.,** *Understanding pesticide persistence and mobility for groundwater and surface water protection*, Oregon State University, ExtensionService,

- 1944, [cit. 2017-04-20]. Dostupné z: https://outside.vermont.gov/agency/agriculture/vpac/Other%20VPAC%20Documents/Mosquito_Control/Eco_Information_From_Rick_Levey/fatetransportpersitenceem8561-e.pdf
25. **Kirchner, M., Matisová, E.:** *Současné metody a nové trendy v izolaci reziduí pesticidů z beztukových potravin.* Chemické listy [online]. 2003, říjen [cit. 2016-11-23], s 396-405. Dostupné na www: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2004_07_04.pdf.
26. **KIZLINK, Juraj.** *Technologie chemických látek: chemický průmysl, koroze, konstrukční materiály, technické plyny, anorganické a organické produkty, dřevo, zpracování uhlí, výroba paliv, petrochemie, pesticidy, tenzidy, plasty a kaučuk, různé přísady, katalyzátory, výbušniny, biotechnologie, doprava.* Vyd. 3., přeprac. a dopl. Brno: Vysoké učení technické v Brně, 2005. ISBN 80-214-2913-5.
27. **KLOUDA, Pavel.** *Moderní analytické metody.* 2., upr. a dopl. vyd. Ostrava: Pavel Klouda, 2003. ISBN 80-863-6907-2.
28. **KOLPIN, Dana W., E. Michael THURMAN a Donald A. GOOLSBY.** *Occurrence of Selected Pesticides and Their Metabolites in Near-Surface Aquifers of the Midwestern United States.* *Environmental Science* [online]. 1996, **30**(1), 335-340 [cit. 2017-04-01]. DOI: 10.1021/es950462q. ISSN 0013-936x. Dostupné z: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es950462q>
29. **KOMANG RALEBITSO, T., Eric SENIOR a Henk W. VAN VERSEVELD.** *Biodegradation* [online]. 2002, **13**(1), 11-19 [cit. 2017-04-20]. DOI: 10.1023/A:1016329628618. ISSN 09239820. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1023/A:1016329628618>
30. **Kvasničková, E.:** *Xenobiochemie*, Praha, Karolinum 1995.
31. **LIŠKA, I. a J. SLOBODNÍK.** *Comparison of gas and liquid chromatography for analysing polar pesticides in water samples.* *Journal of Chromatography A* [online]. 1996, **733**(1-2), 235-258 [cit. 2017-04-19]. DOI: 10.1016/0021-9673(95)01048-3. ISSN 00219673. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0021967395010483>.
32. **MACKAY, D. a A. FRASER.** *Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models.* *Environmental Pollution* [online]. 2000, **110**(3), 375-391 [cit. 2017-04-14]. DOI: 10.1016/S0269-7491(00)00162-7. ISSN 02697491. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749100001627>

33. **MELEČKOVÁ, A.:** *Problematika stanovení škodlivin v odpadových vodách*, Bakalářská práce, Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2009.
34. **MIGEOT, V., M. ALBOUY-LLATY, C. CARLES, F. LIMOUSI, S. STREZLEC, A. DUPUIS a S. RABOUAN.** *Drinking-water exposure to a mixture of nitrate and low-dose atrazine metabolites and small-for-gestational age (SGA) babies: A historic cohort study.* *Environmental Research* [online]. 2013, **122**, 58-64 [cit. 2017-04-24]. DOI: 10.1016/j.envres.2012.12.007. ISSN 00139351. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0013935112003465>
35. **Minnesota Department of Health:** *Health Risk Limits for Groundwater, Alachlor*, 2009
36. **Minnesota Department of Health:** *Health Risk Limits for Groundwater, Alachlor ESA and Alachlor OXA*, 2009 [cit. 2017-02-24]. Dostupné z: <http://www.health.state.mn.us/divs/eh/risk/guidance/gw/alachloresaoxa.pdf>.
37. **Neumeister, L.; Sarapatka, B.; Kuzma, S.; Samsonova, P.; Urban, J.; Bubenikova, I.; Sweeney, S.:** *Pesticides in Central and Eastern European Countries Usage, Registration, Identification and Evaluation Part 3*, 2003, ISBN: 3-9808321-5-5
38. **NIKONOROW, Maksym.** *Pesticidy a toxicita prostředí*. Bratislava: Príroda, 1983.
39. **NOLLET, Leo M. L.** *Handbook of water analysis*. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, c2007. ISBN 08-493-7033-7..
40. **OPEKAR, František.** *Základní analytická chemie pro studenty, pro něž analytická chemie není hlavním studijním oborem*. Praha: Karolinum, 2002. Učební texty Univerzity Karlovy v Praze. ISBN 80-246-0553-8.
41. **PAN Pesticides Database Carbosulfan.** [cit. 2016-11-22] Dostupné z: http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC33396
42. **PAN pesticides database: OR Chemical Category Search.** cit. [cit. 2016-10-19] Dostupné z: http://www.pesticideinfo.org/List_Chemicals.jsp
43. **Pesticides in water-PAN UK briefing-** Pesticide Action Network UK.©2017 Dostupné z: <http://www.pan-uk.org/pesticide-news/>.
44. **Pesticidy.** ALS [online]. Praha, 2013, s. 5-8 [cit. 2016-06-27]. Dostupné z: <http://alsglobal.cz/premiove-analyzy/pesticidy>
45. **POPL, Milan a Jan FÄHRNICH.** *Analytická chemie životního prostředí*. Vyd. 4., přeprac. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 1999. ISBN 80-708-0336-3.

46. **POSTIGO, Cristina, Maria José LÓPEZ DE ALDA, Damià BARCELÓ, Antoni GINEBREDÀ, Teresa GARRIDO a Josep FRAILE.** *Analysis and occurrence of selected medium to highly polar pesticides in groundwater of Catalonia (NE Spain): An approach based on on-line solid phase extraction–liquid chromatography–electrospray-tandem mass spectrometry detection.* Journal of Hydrology [online]. 2010, 383(1-2), 83-92 [cit. 2016-01-12]. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.07.036. ISSN 00221694. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169409004375>
47. **Provozní řád vodovodu Brněnské vodárenské soustavy,** Brno 2014
48. **PYTL, Vladimír (ed.) a Dagmar BRONCOVÁ (ed.).** *Podzemní vody České republiky.* Vyd. 1. Praha: Milpo media, 2012, 175 s. Z historie průmyslu. ISBN 978-80-87040-24-9.
49. **Rinsky J.L., Hopenhyan C., Golla V., Browning S., Bush H.M.:** Atrazine Exposure in Public Drinking Water and Preterm Birth, Public Health Rep 2012, 127:72-80, [cit. 2016-06-27]. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22298924>
50. **RIVM report 711701025** „Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels“, RIVM Bilthoven, 2001, pp. 272-274 [cit. 2017-03-02]. Dostupné z: <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
51. **Rotterdam Convention** Operation of the prior informed consent procedure for banned or severely restricted chemicals. Draft Decision Guidance Document. ALACHLOR, [cit. 2017-02-02]. Dostupné z: <http://www.pic.int/Portals/5/en/DGDs/Alachlor/Alachlor%20DGD%20after%20CRC5.pdf>
52. Rozhodnutí Komise 2007/415/ES
53. Rozhodnutí Komise 2007/416/ES
54. **SATHIAKUMAR, Nalini, Paul A. MACLENNAN, Jack MANDEL a Elizabeth DELZELL.** *A review of epidemiologic studies of triazine herbicides and cancer. Critical Reviews in Toxicology* [online]. 2011, 41(sup1), 1-34 [cit. 2017-04-22]. DOI: 10.3109/10408444.2011.554793. ISSN 1040-8444. Dostupné z: <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.3109/10408444.2011.554793>
55. **MZ ČR,** *Seznam posouzených nerelevantních metabolitů pesticidů a jejich doporučené limitní hodnoty v pitné vodě* [online]. Praha, ©2010 [cit. 2016-12-02]. Dostupné z: http://www.mzcr.cz/Verejne/obsah/pitna-voda-pesticidy-nerelevantni-metabolity_3170_5.html

56. SPONSORED JOINTLY BY FAO AND WHO WITH THE SUPPORT OF THE INTERNATIONAL PROGRAM ON CHEMICAL SAFETY a Geneva JOINT MEETING OF THE FAO PANEL OF EXPERTS ON PESTICIDE RESIDUES IN FOOD AND THE ENVIRONMENT AND THE. *Pesticide residues in food--2007: toxicological evaluations*. Geneva: World Health Organization, 2009. ISBN 978-924-1665-230.
57. **Státní rostlinolékařská správa: Věstník 2011.** [cit. 2016-04-02]. Dostupné z URL: http://eaagri.cz/public/web/file/100675/Oznamení_o_zarazení_a_o_nezarazení_ucinných_latek_leden_2011__2_.pdf
58. **STEHLÍKOVÁ, K.** *Stanovení polárních pesticidů v environmentálních vzorcích*. Brno, 2010. Bakalářská práce. Masarykova univerzita v Brně. Vedoucí práce Mgr. Jiří Kohoutek.
59. **SWARTZ, Michael E.** *UPLC™: An Introduction and Review* [online]. [cit. 2017-04-10]. Journal of Liquid Chromatography and Related Technologies, 2007, vol. 28, no. 7-8, p. 1253–1263, DOI: 10.1081/JLC-200053046. ISBN 10.1081/JLC-200053046. Dostupné z: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1081/JLC-200053046>
60. **SZÚ Praha:** interní informace, 2016
61. **SZÚ Praha:** Nouzové zásobování pitnou vodou (metodické doporučení SZÚ – Národního referenčního centra pro pitnou vodu), 2007
62. **SZÚ Praha:** Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 2 „Zdravotní důsledky a rizika znečištění pitné vody“ odborné zprávy za rok 2014.
63. **SZÚ Praha:** Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí – subsystém 2 „Zdravotní důsledky a rizika znečištění pitné vody“ odborná zpráva za rok 2015.
64. **ŠTULÍK, Karel.** *Analytické separační metody*. Praha: Karolinum, 2004. ISBN 80-246-0852-9..
65. **TAPPE, Wolfgang, Joost GROENEWEG a Barbara JANTSCH.** Biodegradation. *Biodegradation* [online]. 2002, **13**(1), 3-10 [cit. 2016-11-04]. DOI: 10.1023/A:1016325527709. ISSN 09239820. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1023/A:1016325527709>.
66. **TEKEĽ, Jozef a Peter MIKUŠ.** *Vybrané kapitoly z analytickej chémie: analýza látok v biologických systémoch*. Bratislava: Vydavateľstvo UK, 2005. ISBN 80-223-1988-0.
67. The **WHO** Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guidelines to Classification 2009. World Health Organization 2010. ISBN 978 92 4 154796 3.

68. Thurman, E. M.; Goolsby, D. A.; Meyer, M. T.; Mills, M. S.; Pomes, M. L.; Kolpin, D. W.: Environ. Sci. Technol [online]. 1992, 26, 2440–2447 [cit. 2016-11-25]. Dostupné z: <http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1078&context=usgsstaffpub>.
69. TRAPP, Stefan. Plant uptake and transport models for neutral and ionic chemicals. *Environmental Science and Pollution Research* [online]. 2004, 11(1), 33-39 [cit. 2017-04-22]. DOI: 10.1065/espr2003.08.169. ISSN 0944-1344. Dostupné z: <http://www.springer-link.com/index/10.1065/espr2003.08.169>
70. Tuhovčák, Ladislav, a další. *Vodárenství*. Brno : VUT v Brně, FAST, 2006.
71. UNSWORTH, J. *History of Pesticide Use*. IUPC [online]. 2010 [cit. 2016-06-27]. Dostupné z: http://agrochemicals.iupac.org/index.php?option=com_sobi2&sobi2Task=sobi2Details&catid=3&sobi2Id=31
72. US EPA, *Health Effects Division, Office of Pesticide Programs: Cumulative Risk from Chlo-roacetanilide Pesticides*, US EPA, [online] 2006, [cit. 2016-11-04]. Dostupné z: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download;jsessionid=F31E6AB13692A1A6D538FDF11C8B140E?doi=10.1.1.649.9205&rep=rep1&type=pdf>.
73. US EPA, Office of Pesticide Programs: ATRAZINE HED's Revise Preliminary Human Health Risk Assessment for the Reregistration Eligibility Decision (RED), 2001
74. US EPA: 2012 Edition of the Drinking Water Regulations and Health Advisories, US EPA Office of Water, 2012
75. US EPA: Atrazine Science Reevaluation: Potential Health Impacts, US EPA, 2009
76. US EPA: Data base IRIS (Integrated Risk Information System), Alachlor, US EPA, 1993
77. US EPA: Data base IRIS (Integrated Risk Information System), Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment US EPA
78. US EPA: Drinking Water Standards and Health Advisories, Edition 2012
79. US EPA: Triazine Cumulative Risk Assessment and Atrazine, Simazine and Propazine Decisions, 2006
80. Ústřední kontrolní a zkušební úřad zemědělský: Spotřeba přípravků na ochranu rostlin (POR) v roce 2015. [online] [cit. 2016-06-06] Dostupné z URL: <http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal/pripravky-na-or/ucinne-latky-v-por-statistika-spotreba/spotreba-pripravku-na-or/spotreba-v-jednotlivych-letech/>.

81. **Ústřední kontrolní a zkušební úřad zemědělský:** Spotřeba přípravků na ochranu rostlin (POR) v roce 2009-2015. [online] [cit. 2016-02-06] Dostupné z: <http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal/pripravky-na-or/ucinne-latky-v-por-statistika-spotreba/spotreba-pripravku-na-or/spotreba-v-jednotlivych-letech/>.
82. **Váňa, J.:** *Skripta z předmětu ekologie a ekotechnika*. [online] 1993 [cit. 2016-11-12] Dostupné z URL: <http://stary.biom.cz/clen/jv/obsah.html>.
83. **VOLKA, Karel.** *Analytická chemie*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 1995. ISBN 80-708-0227-8.
84. **WHO/IPCS:** The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guidelines to Classification 2009 [online]. Germany: WHO, 2010 [cit. 2017-04-02]. ISBN 978 92 4 154796 3. ISSN 1684-1042. Dostupné z: http://www.who.int/ipcs/publications/pesticides_hazard_2009.pdf
85. **WHO:** *Alachlor in drinking-water*, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, [online] 2003 [cit. 2016-12.12] Dostupné z http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/en/alachlor.pdf
86. **WHO:** *Atrazine and Its Metabolites in Drinking-water*, Background dokument for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, [online] 2011 [cit. 2016-12.18] Dostupné z http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/antrazine.pdf.
87. **Wisconsin Department of Natural Resources:** Drinking Water and Groundwater Quality Standards/Advisory Levels, ©2011, [cit. 2017-04-01] Dostupné z: <http://dnr.wi.gov/topic/drinkingwater/documents/halttable.pdf>
88. **Yokley, R. A., Mayer, L. C., Huang, S. B., and Vargo, J. D.,:** Analytical method for the determination of metolachlor, acetochlor, alachlor, dimethenamid, and their corresponding ethanesulfonic and oxanillic acid degradates in water using SPE and LC/ESI-MS/MS, 2002, *Analytical Chemistry*, Vol.74, lokace p. 3754-3759. ISSN 0003-2700.

SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK

ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
DDT	Dichlordifenyltrichlorethan
EEA	Evropská agentura pro životní prostředí
EFSA	European Food Safety Authority
GAP	standardy Good Agricultural Practice
IARC	International Agency for Research on Cancer
IRIS	Integrated Risk Information Systém
IS Pi-Vo	Informační systém pitné vody
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
MCL	Nejvyšší přípustná koncentrace kontaminujících látek v pitné vodě
MCLG	Maximum Contaminant Level Goal
MRL	Minimal Risk Level
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
RfDo	Referenční dávka pro orální příjem
SZÚ	Státní zdravotní ústav
TERA	Toxicology Excellence for Risk Assessment
ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1 Mapa Pardubického kraje a jeho rozložení na jednotlivé „okresy“ (Bohatcová 2012)	3
Obrázek 2 Mapa jednotlivých okresů (Bohatcová 2012)	4
Obrázek 3 Geologická mapa Pardubického kraje (Bohatcová 2012)	6
Obrázek 4 Legenda geologické mapy Pardubického kraje (Bohatcová 2012)	7
Obrázek 5 Základní schéma Brněnské vodárenské soustavy (Provozní řád BVS, 2014)	29
Obrázek 6 Ochranná pásma vodních zdrojů březovských vodovodů (Provozní řád BVS, 2014)	33
Obrázek 7: Pohyb pesticidů v prostředí (Hajšlová et al. 2004)	39
Obrázek 8: Faktory působící na pesticidy po aplikaci (Hajšková 2004)	41
Obrázek 9 Schéma plynové chromatografie (Melečkeová 2009)	50
Obrázek 10 Struktura Alachloru ESA v 2D (Pubchem©2017)	59

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 Výsledky analýz vzorků vody ze studny nemocnice	25
Tabulka 2 Rozdělení pesticidů podle jejich nebezpečnosti (WHO 2010)	37
Tabulka 3 Seznam posouzených nerelevantních metabolitů pesticidů a jejich doporučené limitní hodnoty v pitné vodě: (www.mzcr.cz)	44
Tabulka 4 Seznam posouzených nerelevantních metabolitů pesticidů a jejich doporučené limitní hodnoty v pitné vodě: (www.mzcr.cz)	44

SEZNAM GRAFŮ

Graf 1 - Rozložení zásobovaných obyvatel z veřejných vodovodů okres Ústí nad Orlicí	10
Graf 2 - Rozložení zásobovaných obyvatel z veřejných vodovodů okres Pardubice ..	11
Graf 3 - Rozložení zásobovaných obyvatel z veřejných vodovodů okres Chrudim ...	12
Graf 4 - Rozložení zásobovaných obyvatel z veřejných vodovodů okres Svitavy	13
Graf 5 - Mikrobiologické a biologické ukazatele jakosti pitné vody Pardubický kraj. Rok 2010, 2011 a 2015 (počet nevyhovujících nálezů)	15
Graf 6 - Chemické a fyzikální ukazatele jakosti pitné vody s MH Pardubický kraj. Rok 2010, 2011 (počet nevyhovujících nálezů)	17
Graf 7 - Chemické a fyzikální ukazatele jakosti pitné vody s NMH Pardubický kraj. Rok 2010, 2011, 2015 (počet nevyhovujících nálezů)	19
Graf 8 Rozdělení účinných látek podle skupin v okrese Svitavy v roce 2014 (kg,l) (www.ukzuz.cz)	46
Graf 9 Spotřeba přípravků na ochranu rostlin (POR) v České republice v letech 2009- 2015 (kg,l) (www.ukzuz.cz)	47
Graf 10 Březová nad Svitavou – zářezy - rozborů analytů 2015, 2016 (µg/l) (informační systém Pi-Vo)	57
Graf 11 I. březovský vodovod - rozborů analytů 2015, 2016 (µg/l) (informační systém Pi-Vo)	58
Graf 12 II. březovský vodovod - rozborů analytů 2015, 2016 (µg/l) (informační systém Pi-Vo)	58